

**ADENDO I**

**ANÁLISE DA VULNERABILIDADE  
PLANO DE EMERGÊNCIA INDIVIDUAL - PEI**

**Atividade de Perfuração Marítima nos Blocos  
BM-BAR-3 e BM-BAR-5, Bacia de Barreirinhas  
Estudo de Impacto Ambiental - EIA**

**BR 0001/19**

**Setembro / 2019**





## ÍNDICE GERAL

I. Apresentação .....	3
II. Resultados da Análise de Vulnerabilidade .....	9
II.1 Pontos de Captação de Água .....	10
II.2 Rotas de Transporte Marítimo .....	11
II.3 Áreas de Importância Socioeconômica.....	13
II.4 Comunidades Biológicas .....	19
II.5 Ecossistemas Litorâneos e neríticos .....	59
II.6 Unidades de Conservação.....	90
III. Considerações Finais.....	93
III.1 Áreas prioritárias para o recebimento de contingência .....	93
IV. Equipe Técnica .....	100
V. Referências Bibliográficas .....	102
VI. Apêndices .....	138



## LISTA DE QUADROS

Quadro I-1 - Classificação da sensibilidade ao óleo dos ambientes litorâneos de acordo com o Índice de Sensibilidade do Litoral - ISL. ....	6
Quadro I-2 - Critérios para a avaliação do índice de vulnerabilidade ambiental. ....	8
Quadro II.1-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: pontos de captação de água, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).....	11
Quadro II.5-1 - Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) dos ecossistemas litorâneos.....	60
Quadro II.5.1-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental das praias arenosas presentes nos municípios da costa, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de presença de óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).....	66
Quadro II.5.2-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental das planícies de maré e terraços de baixa-mar presentes nos municípios da costa, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de presença de óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).....	70
Quadro II.5.3-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental dos manguezais presentes nos municípios da costa, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de presença de óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).....	75
Quadro II.5.4-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental dos ecossistemas recifais, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).....	84
Quadro II.5.5-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental dos bancos de rodolitos, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade	

máxima de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade). .....89

Quadro II.6-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental das Unidades de Conservação que podem ser atingidas por óleo, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade). .....91

Quadro III.1-1 - Locais que deverão ser priorizados na ação de contingência (células em vermelho) por maior vulnerabilidade ao óleo no cenário de inverno. As células em verde mostram baixa vulnerabilidade, em laranja média vulnerabilidade e em vermelho alta vulnerabilidade.....94

Quadro III.1-2 - Locais que deverão ser priorizados na ação de contingência (células em vermelho) por maior vulnerabilidade ao óleo no cenário de verão. As células em verde mostram baixa vulnerabilidade, em laranja média vulnerabilidade e em vermelho alta vulnerabilidade.....97

## I. APRESENTAÇÃO

Este item traz a reapresentação do Adendo I – Análise da Vulnerabilidade do Plano de Emergência Individual relativo às atividades de perfuração marítima nos Blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5. Com relação à análise apresentada no EIA do Bloco BM-BAR-3 (março de 2017) e na Resposta ao Parecer Técnico nº 46/2017 referente ao RCA do bloco BM-BAR-5 (maio de 2018), foi realizada uma complementação da bibliografia referente a cada item abordado, o que subsidiou a inclusão no mapeamento de áreas adicionais de ocorrência, concentração, alimentação ou reprodução de cetáceos, aves, ecossistemas recifais e bancos de rodolitos. Além dessa complementação, houve a integração dos resultados das Modelagens de Derrame de Óleo no Mar para os blocos BM-BAR-3 (**Anexo II.8-3** do EIA) e BM-BAR-5 (**Anexo II.8-4** do EIA) e os resultados integrados foram utilizados nos cálculos realizados.

Segundo a Resolução CONAMA nº 398, de 11 de junho de 2008, nas áreas passíveis de ser atingidas por incidentes de poluição por óleo, deverá ser avaliada, conforme o caso, a vulnerabilidade de:

- Pontos de captação de água;
- Áreas residenciais, de recreação e outras concentrações humanas;
- Áreas ecologicamente sensíveis, tais como manguezais, bancos de corais, áreas inundáveis, estuários, locais de desova, nidificação, reprodução, alimentação de espécies silvestres locais e migratórias, etc;
- Fauna e flora locais;
- Áreas de importância socioeconômica;
- Rotas de transporte aquaviário, rodoviário e ferroviário;
- Unidades de conservação, terras indígenas, sítios arqueológicos, áreas tombadas<sup>1</sup> e comunidades tradicionais.

<sup>1</sup> Em relação aos Sítios Arqueológicos e áreas tombadas, os dados oficiais disponibilizados pelo IPHAN não possuem coordenadas de localização. Desse modo, não é possível avaliar a vulnerabilidade desses fatores socioambientais.

Ainda segundo a Resolução CONAMA nº 398, de 11 de junho de 2008, esta análise de vulnerabilidade deve, sempre que possível, tomar como base as informações disponíveis em Cartas de Sensibilidade Ambiental para derrames de Óleo (Cartas SAO), elaboradas de acordo com especificações do Atlas de sensibilidade ambiental ao óleo. Entretanto, para a área suscetível ao óleo, analisada no presente documento, não existem Cartas SAO disponíveis até o presente momento, de acordo com as informações disponibilizadas pelo Ministério do Meio Ambiente<sup>2</sup>.

Assim, a partir das informações disponíveis na literatura científica e técnica acerca dos fatores socioambientais e bióticos analisados nesta Análise de Vulnerabilidade, foram confeccionados os mapas de vulnerabilidade para toda a área vulnerável ao óleo, independentemente da área de abrangência definida para o diagnóstico ambiental de cada meio, consolidando os resultados do presente estudo. Isso explica diferenças observadas entre a área de abrangência considerada no Diagnóstico Ambiental e a área vulnerável ao óleo em relação aos diferentes fatores socioambientais.

Especificamente, foram utilizadas informações sobre a localização de comunidades pesqueiras e extrativistas e suas áreas de pesca artesanal, bem como sobre as áreas de pesca industrial e os municípios sedes de suas frotas disponíveis em BG/AECOM (2015) e BP/Total/Queiroz-Galvão/AECOM (2015). Destes mesmos estudos, foram obtidos os pontos de localização de comunidades quilombolas, os quais foram complementados com informações fornecidas pelas superintendências regionais do INCRA dos estados do Amapá, Pará, Maranhão, Piauí e Ceará. A localização das rotas de transporte marítimo foi avaliada através do sítio eletrônico Marine Traffic (2019). A localização das terras indígenas foi obtida com a FUNAI. Os pontos de captação de água foram mapeados a partir da análise de imagens de satélite do programa Google Earth®, observadas a uma altitude de, no mínimo, 200 metros; a localização das ocupações humanas foram obtidas a partir do Censo de 2010 (IBGE, 2010); os principais destinos turísticos

<sup>2</sup> Informações sobre o andamento dos mapeamentos das Cartas SAO, disponibilizadas em <<http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/cartas-de-sensibilidade-ao-oleo>>.



foram obtidos com as secretarias estaduais de turismo<sup>3</sup> e, por fim, os portos e atracadouros e áreas de recreação (pontos de pesca esportiva) foram obtidos a partir dos estudos ambientais elaborados para os processos de licenciamento ambiental do blocos BM-PAMA-08, BM-CE-01 e BM-CE-02.

Desse modo, foram elaborados mapas de vulnerabilidade para os dois períodos simulados, inverno e verão, considerando os resultados integrados por período, provenientes dos estudos de Modelagem de Derrame de Óleo no Mar para os blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5 (**Anexos II.8-3 e II.8-4** do EIA). A integração representa as maiores probabilidades de presença de óleo em cada célula da grade da modelagem, considerando-se os resultados obtidos a partir das simulações de vazamento de volumes pequeno (8 m<sup>3</sup>) e médio (200 m<sup>3</sup>) a partir da superfície e de pior caso (14.706,6 m<sup>3</sup>, a partir da superfície, para BM-BAR-3; e 17.774,40 m<sup>3</sup>, a partir do fundo, para BM-BAR-5), em cada período. Os mapas são apresentados no **Apêndice 1** – cenário de Inverno com Índice de Sensibilidade do Litoral (**Mapa 1**); cenário de Verão com Índice de Sensibilidade do Litoral (**Mapa 2**); cenário de Inverno com Índice de Vulnerabilidade Ambiental (**Mapa 3**); e cenário de Verão com Índice de Vulnerabilidade Ambiental (**Mapa 4**).

Anteriormente ao desenvolvimento da metodologia adotada nesta Análise de Vulnerabilidade, é necessário o entendimento dos termos envolvidos. Rocha (2008 apud SILVA et. al., 2012) afirma que “a vulnerabilidade em um ambiente está associada a dois fatores: sensibilidade e suscetibilidade” e que a “sensibilidade ambiental está relacionada ao nível de resposta de um ambiente gerado por um determinado tensor antrópico, como o vazamento de óleo ou derivado” sendo que, por outro lado, “a suscetibilidade conecta-se à probabilidade de um ambiente ser atingido por algum evento ou cenário acidental. A suscetibilidade é determinada centralmente pelas condições do ambiente, e a presença de fontes efetivas de contaminação que possam atingir a área em foco. Assim, o nível de vulnerabilidade é dado pela associação da sensibilidade com a probabilidade de os ambientes serem atingidos por um tensor antrópico”.

<sup>3</sup> Secretaria de Turismo do Estado do Pará, 2019; Secretaria de Turismo do estado do Maranhão, 2019; Secretaria de Turismo do estado do Piauí, 2019.

Ou seja, no caso deste estudo, que contempla vazamentos de óleo, de acordo com estes autores, a vulnerabilidade está associada à característica intrínseca do fator socioambiental de se restabelecer após ser afetado por vazamentos (sensibilidade) e à probabilidade de este fator ambiental ser atingido por tais vazamentos (suscetibilidade). Assim, no caso de fatores socioeconômicos ou ambientais que não possuem probabilidade de serem atingidos por óleo (não são suscetíveis), estes não são vulneráveis.

Para este estudo, a sensibilidade dos fatores socioeconômicos foi identificada de acordo com a importância da atividade para a população. A sensibilidade de cada fator foi avaliada de acordo com o grau de comprometimento da atividade em caso de acidente:

- Atividade totalmente paralisada: alta sensibilidade;
- Atividade parcialmente paralisada: média sensibilidade;
- Não alteração da atividade: baixa sensibilidade.

A seguir são apresentados os critérios considerados para a definição da sensibilidade dos fatores bióticos:

A sensibilidade do litoral, de acordo com as faixas do Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL), foi definida agrupando-se os ISLs em três classes de sensibilidade, à semelhança da classificação adotada pelo MMA nas Cartas Estratégicas dos Atlas de Sensibilidade da Bahia e Espírito Santo (MMA, 2010; 2012): Baixa, Média e Alta (**Quadro I-1**).

**Quadro I-1** - Classificação da sensibilidade ao óleo dos ambientes litorâneos de acordo com o Índice de Sensibilidade do Litoral - ISL.

ISL	Sensibilidade
1 a 4	Baixa
5 e 6	Média
7 a 10	Alta

A região costeira, de modo geral, é considerada mais sensível do que a região oceânica, uma vez que concentra a maior densidade de organismos.

MMA (2004) define recursos biológicos e socioeconômicos sensíveis conforme apresentado a seguir:

Recursos biológicos sensíveis: espécies protegidas, raras, ameaçadas ou em perigo de extinção, e locais onde ocorrem concentrações ou fases importantes do ciclo de vida das espécies, como áreas de alimentação, reprodução, berçários, habitats de nidificação e áreas de trânsito/rotas de migração.

Recursos socioeconômicos sensíveis: Áreas recreacionais e locais de acesso - Praias de alto uso recreacional, locais de pesca esportiva, áreas de mergulho, esportes náuticos, "camping", áreas de veraneio, empreendimentos de turismo e lazer etc.

Áreas sob gerenciamento especial: Unidades de Conservação (unidades de proteção integral e de uso sustentável), de âmbito federal, estadual e municipal; reservas particulares do patrimônio natural; reservas extrativistas; áreas não-edificantes; áreas militares.

Locais de cultivo e extração de recursos naturais: Áreas de aquicultura, pesca artesanal ou industrial e pontos de desembarque de pescado; sítios de mineração; salinas; outras práticas extrativas; portos; complexos industriais costeiros e tomadas d'água.

Recursos culturais: Sítios arqueológicos ou históricos, que possam estar localizados nas zonas intermarés, tais como sambaquis, ou muito próximos à costa, em locais de passagem para a operação de limpeza; áreas tombadas; reservas indígenas; remanescentes de quilombos ou comunidades tradicionais.

Já a região oceânica pode ser considerada menos sensível do que a região nerítica, uma vez que as espécies apresentam áreas mais difusas de ocorrência, estando menos concentradas nessa região. No entanto, é importante considerar a proximidade de bancos submarinos, ilhas oceânicas, ecossistemas submersos profundos, fenômenos oceanográficos (ressurgências, convergências, vórtices, etc.), espécies protegidas, raras, ameaçadas ou em perigo de extinção, locais onde ocorrem concentrações ou fases importantes do ciclo de vida das espécies, como áreas de alimentação, reprodução, berçários, habitats de nidificação e áreas de trânsito/rotas de migração.

Para os grupos bióticos, a sensibilidade foi definida como baixa, média e alta, com base nas características intrínsecas de cada grupo em relação à sua ecologia e resposta aos impactos do óleo.

Como forma de avaliar a suscetibilidade dos componentes (probabilidade de serem atingidos pelo óleo), foram adotados intervalos de probabilidade de ocorrência de óleo de:

- até 30% de probabilidade de toque – baixa probabilidade;
- acima de 30% até 70% de probabilidade de toque – média probabilidade;
- acima de 70% de probabilidade de toque – alta probabilidade.

No caso dos componentes socioambientais e bióticos representados por polígonos ou por linhas, quando um determinado polígono ou linha intercepta mais de uma célula do resultado do modelo, foi considerada a máxima probabilidade de toque.

Assim, a classificação da vulnerabilidade foi obtida através do cruzamento entre a sensibilidade dos fatores analisados e a probabilidade de toque por óleo, conforme apresentado no **Quadro I-2**.

**Quadro I-2 - Critérios para a avaliação do índice de vulnerabilidade ambiental.**

CRITÉRIOS		PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA DE ÓLEO		
		Baixa De 0 a 30%	Média De >30 a 70%	Alta De >70 a 100%
SENSIBILIDADE DO FATOR AMBIENTAL	Baixa	BAIXA	BAIXA	MÉDIA
	Média	BAIXA	MÉDIA	ALTA
	Alta	MÉDIA	ALTA	ALTA

Fonte: Modificado de Kaly et al. (1999).

## II. RESULTADOS DA ANÁLISE DE VULNERABILIDADE

Neste tópico estão apresentados os resultados da análise de vulnerabilidade em função das simulações probabilísticas de derramamento de óleo descritas anteriormente e da sensibilidade das áreas passíveis de serem atingidas. O **Quadro II-1** apresenta um resumo com a sensibilidade atribuída a cada componente ambiental e com a definição dos resultados probabilísticos das modelagens de derrame de óleo no mar que foram utilizados nos cálculos do Índice de Vulnerabilidade Ambiental para cada componente. Para os cálculos do índice de vulnerabilidade foram considerados os resultados mais conservadores de probabilidade de presença de óleo para cada célula de grade. A integração dos resultados foi realizada de acordo com as características intrínsecas de suscetibilidade ao óleo de cada componente ambiental analisado. Como foram consideradas diferentes hipóteses acidentais nos cálculos realizados para os componentes (vazamento de pequeno e médio porte e *blowout* a partir da superfície no Bloco BM-BAR-3; e vazamento de pequeno e médio porte a partir da superfície e *blowout* a partir do fundo no Bloco BM-BAR-5), os resultados foram utilizados de forma conjunta: resultados de superfície e costa para BM-BAR-3 (**Anexo II.8-3** do EIA) e superfície, coluna d'água, fundo e costa para BM-BAR-5 (**Anexo II.8-4** do EIA).

**Quadro II-1** – Resultados probabilísticos das modelagens de derrame de óleo no mar para os blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5 que foram considerados nos cálculos do índice de vulnerabilidade para cada componente ambiental.

Componente ambiental		Sensibilidade	Resultados probabilísticos
Pontos de captação de água		Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5)
Rotas de transporte marítimo		Baixa	superfície (BAR-3 + BAR-5)
Áreas de importância socioeconômica	Áreas com ocupações humanas	Média	superfície (BAR-3 + BAR-5)
	Áreas de recreação - pesca esportiva	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)
	Áreas de recreação - destinos turísticos	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5)
	Áreas de pesca industrial	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)
	Áreas de pesca artesanal	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)

Componente ambiental		Sensibilidade	Resultados probabilísticos
Comunidades biológicas	Plâncton	Baixa	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)
	Peixes	Média	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)
	Quelônios marinhos	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)
	Cetáceos	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)
	Sirênios	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)
	Aves marinhas	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5)
Ecossistemas litorâneos e neríticos	Praias arenosas	Baixa	costa (BAR-3 + BAR-5)
	Planícies de maré e terraços de baixa-mar	Alta	costa (BAR-3 + BAR-5)
	Manguezais	Alta	costa (BAR-3 + BAR-5)
	Ecossistemas recifais total (sem corte batimétrico)	Alta	fundo (BAR-5)
	Ecossistemas recifais rasos (até 20 m de profundidade)	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)
	Bancos de rodolitos total (sem corte batimétrico)	Alta	fundo (BAR-5)
Bancos de rodolitos rasos (até 20 m de profundidade)	Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)	
Unidades de Conservação		Alta	superfície (BAR-3 + BAR-5) + coluna d'água (BAR-5)

## II.1 PONTOS DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA

Quando se trata de água marinha, imprópria para uso consuntivo humano, a análise de vulnerabilidade de pontos de captação de água usualmente engloba pontos de aquicultura, salinas e pontos de captação de água marinha para resfriamento de usinas nucleares. Na área passível de ser atingida por eventos acidentais de derramamento de óleo inexistem esses dois últimos indicadores, de modo que os pontos de aquicultura foram considerados como identificadores de pontos de captação de água marinha. De fato, nessa região, a aquicultura é a principal atividade que necessita de captação da água do mar. A aquicultura de interesse para a área potencialmente atingida é realizada em ambiente costeiro e se refere, principalmente, à carcinicultura, realizada principalmente em tanques escavados que necessitam de regimes de drenagem, reabastecimento e controle hídrico.

Caso ocorra um vazamento que atinja estes locais que têm presença de cultivos, as atividades deverão ser totalmente paralisadas, o que implica considerar uma **alta sensibilidade** para este fator ambiental. O mesmo se aplicaria para os locais de captação de água para atividade salineira e outras captações de água.

O **Quadro II.1-1** a seguir apresenta a localização dos pontos de captação de água suscetíveis na região, com as respectivas probabilidades de toque e vulnerabilidade.

**Quadro II.1-1** - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: pontos de captação de água, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).

UF	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
PA	Salvaterra	Alta	8,33	Média	0,00	n/a

## II.2 ROTAS DE TRANSPORTE MARÍTIMO

Em consulta ao sítio eletrônico da *Marine Traffic*, serviço mundial de rastreamento de embarcações, verificou-se que o tráfego marinho na área possui alta densidade de embarcações, de variadas tipologias e usos (cabotagem, turismo, pesca etc.) (MARINE TRAFFIC, 2019). Sendo assim, o tráfego marinho se constitui em área de ocorrência difusa e não específica, com grandes extensões de densidade e concentração.

Considerando que estas rotas de transporte marítimo sejam atingidas por um vazamento, as mesmas deverão ser alteradas. Além disso, as principais rotas de navegação da região deverão ser deslocadas devido a atividades de resposta ao incidente de vazamento de óleo, impactando, assim, a atividade de forma temporária. De acordo com o critério socioeconômico adotado para classificação da sensibilidade, como as atividades não serão interrompidas, apenas as rotas serão alteradas, este fator ambiental possui baixa sensibilidade.

O **Quadro II.2-2** a seguir representa a ocorrência difusa de rotas de embarcações na área potencialmente atingida pelo óleo a partir desse indicador. Dada sua ocorrência difusa tem, portanto, probabilidade de contato com o óleo



considerada alta (acima de 70%), em ambos os períodos considerados. Com isto, é possível avaliar sua vulnerabilidade ambiental como sendo média.

**Quadro II.2-1** - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: rotas de transporte marítimo (tráfego marinho - ocorrência difusa), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo.

Localização	Sensibilidade	Probabilidade máxima de toque por óleo (%)		Vulnerabilidade	
		Inverno	Verão	Inverno	Verão
Rotas de transporte marítimo	Baixa	100	100	Média	Média

Todavia, as rotas de transporte marítimo também estão associadas a outro indicador: locais com presença de atividade náutica. Este indicador contempla a presença de hidrovias, ferry-boats, marinas, iate clubes, instalações navais, portos e atracadouros e locais de desembarque de pescado, como rampas para embarcações e terminais pesqueiros. Estes estão localizados ao longo de toda a costa potencialmente afetada por derrames de óleo.

Considerando que estas áreas sejam atingidas por um vazamento, os atracadouros atingidos deverão ser evitados e as atividades nos grandes portos serão, em última instância, prejudicadas, impactando, assim, a atividade de forma temporária. De acordo com o critério socioeconômico adotado para classificação da sensibilidade, como as atividades não serão interrompidas, apenas alteradas, este fator ambiental possui **baixa sensibilidade**.

O **Quadro II.2-2** sintetiza a probabilidade de toque e a vulnerabilidade nos locais com presença de atividade náutica. Apenas portos e atracadouros tiveram probabilidade de toque de acordo com as simulações realizadas.



**Quadro II.2-2** - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: rotas de transporte marítimo (locais de atividade náutica, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).

Estado	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Amapá	Baixa	32,67	Baixa	19,73	Baixa
PA	Chaves		43,67	Baixa	1,67	Baixa
	Salvaterra		36,67	Baixa	16,39	Baixa
	Viseu		0,00	n/a	23,41	Baixa

## II.3 ÁREAS DE IMPORTÂNCIA SOCIOECONÔMICA

Para esse fator são avaliadas:

- Presença de concentrações humanas: incluem residências habituais ou de veraneio, hotéis e resorts, além de fortes e fortalezas, locais históricos e recreativos, como pontos de mergulho, esportes náuticos e pesca recreativa (as praias são analisadas no item de Ecossistemas Costeiros);
- Pesca costeira (artesanal) e oceânica (industrial);
- Comunidades tradicionais: quilombolas e terras indígenas;

Considera-se que na ocorrência de derramamento acidental de óleo, a rotina das populações atingidas será alterada. Segundo Paladino (2000), as atividades de lazer e algumas atividades econômicas, como o turismo, deverão sofrer interferências, podendo ser totalmente interrompidas, em função da utilização da área para a implementação das ações de combate a acidentes de derramamento de óleo.

Dessa forma, devido à possibilidade de alteração da rotina tanto da população residente na porção do litoral atingida pela presença de óleo, quanto dos trabalhadores e atividades desenvolvidas na região e nas instalações do entorno, as aglomerações humanas potencialmente afetadas foram classificadas, para fins dessa análise, como um fator ambiental de **média sensibilidade**.

O **Quadro II.3-1** mostra a probabilidade de toque e a vulnerabilidade dos locais com ocupações humanas na área vulnerável. Neste quadro são discriminadas as localidades por categoria e tipo.

**Quadro II.3-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: áreas com ocupações humanas, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade de toque por óleo.**

Estado	Município	Localidade	Tipo	Sensibilidade	Inverno		Verão	
					%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Amapá	Sucuruji	Urbano	Média	58,33	Média	42,81	Média
PA	Chaves	Chaves	Urbano		9,67	Baixa	1,00	Baixa
	Soure	Cajuuna	Rural		28,67	Baixa	13,38	Baixa
	Salvaterra	Monsar	Urbano		18,00	Baixa	7,69	Baixa
	Marapanim	Camard	Rural		11,00	Baixa	30,77	Média
	Maracanã	Fortaleza	Rural		8,67	Baixa	47,83	Média
		Mocooca	Rural		6,33	Baixa	0,00	n/a
	Salinópolis	Cuiarana	Urbano		8,00	Baixa	51,17	Média
	Tracuateua	Quatipuru Mirim	Rural		4,67	Baixa	0,00	n/a
	Bragança	Ajuruteua	Rural		0,00	n/a	1,80	Baixa
		Vila do Bonifacio	Rural		0,00	n/a	1,80	Baixa
		Campo do Meio	Rural		1,00	Baixa	47,16	Média
Viseu	Praia do Apeu	Rural	0,00		n/a	22,07	Baixa	
MA	Luís Rodrigues	Boa vista	Rural		0,00	n/a	3,68	Baixa
	Cururupu	Lenoais	Rural		0,00	n/a	12,27	Baixa
		Cavacoieira	Rural		0,00	n/a	3,34	Baixa

Na parte do litoral potencialmente atingido não foram identificados fortes, fortalezas, hotel/resorts, locais históricos ou sítios arqueológicos com probabilidades de serem atingidos por óleo em caso de evento acidental.

Na área recreacional, estas foram classificadas com **alta sensibilidade**, pois as áreas afetadas deverão ser isoladas e as atividades interrompidas, no caso de cenários acidentais. Foram identificadas duas áreas de pesca esportiva vulneráveis, que estão apresentadas no **Quadro II.3-2** a seguir, com as respectivas classificações de vulnerabilidade. O

**Quadro II.3-3** mostra a probabilidade de toque nos principais destinos turísticos na área suscetível.

**Quadro II.3-2 - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: áreas de recreação (pesca esportiva), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade de toque por óleo.**

Estado	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
PA	Vigia	Alta	21,00	Média	7,69	Média
	São João de Pirabas		8,00	Média	55,52	Alta

**Quadro II.3-3 - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: áreas de recreação (destinos turísticos) de acordo com sua sensibilidade e probabilidade de toque por óleo.**

Estado	Município	Localidade	Sensibilidade	Inverno		Verão	
				%	Vuln.	%	Vuln.
PA	Soure	Praia de Joanes	Alta	36,67	Alta	16,39	Média
	Salvaterra	Praia do Pesqueiro		39,00	Alta	18,73	Média

Em relação à pesca industrial, a atividade deverá ser totalmente paralisada na região afetada, em caso de acidente e, assim, esta atividade possui **alta sensibilidade**. O **Quadro II.3-4** mostra as probabilidades de toque e o índice de vulnerabilidade para as áreas de pesca industrial suscetíveis ao toque de óleo. Foram considerados os municípios sedes das frotas que realizam suas atividades nas áreas de pesca potencialmente afetadas. Assim, a restrição à pesca será em toda a área suscetível ao toque e terá como interlocutores as frotas industriais municipais que exercem suas atividades nessas áreas.

**Quadro II.3-4 - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: áreas de pesca industrial (origem das frotas industriais com atividade nas áreas afetadas em caso de acidente), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo.**

UF	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
PA	Salvaterra	Alta	78,67	Alta	94,98	Alta
	Belém		100,00	Alta	100,00	Alta
	Abaetetuba		100,00	Alta	100,00	Alta
	Vigia		100,00	Alta	100,00	Alta
	Acará		100,00	Alta	100,00	Alta
	São João de Pirabas		100,00	Alta	100,00	Alta
	Bragança		100,00	Alta	100,00	Alta

UF	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
MA	Barreirinhas		100,00	Alta	100,00	Alta
PI	Luís Correia		100,00	Alta	100,00	Alta
CE	Camocim		100,00	Alta	100,00	Alta
	Itarema		100,00	Alta	100,00	Alta

Em relação à pesca artesanal na região, todos os estados possuem municípios que apresentam áreas de pesca (estuarina e/ou marinha) que se estendem desde o litoral até a quebra da plataforma continental, tendo sido utilizadas as áreas de pesca dos municípios na análise. Foi também incluída na análise a localização das comunidades de pesca artesanal existentes na área suscetível.

Caso um acidente impacte estas áreas, as atividades deverão ser totalmente paralisadas, portanto, este é considerado um fator ambiental de **alta sensibilidade**. No **Quadro II.3-5** a seguir são apresentadas as probabilidades de toque e as vulnerabilidades dos locais das comunidades de pesca artesanal nos municípios potencialmente atingidos por óleo, os quais foram representados por pontos nos mapas de vulnerabilidade. Já o **Quadro II.3-6** mostra a probabilidade e classificação de vulnerabilidade para a pesca artesanal nas áreas de pesca, representadas por polígonos nos mapas de vulnerabilidade. Nesse caso, os municípios identificados correspondem àqueles que possuem frotas de pesca artesanal que atuam nas áreas de pesca suscetíveis ao toque de óleo.

**Quadro II.3-5 - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: áreas de pesca artesanal (comunidades de pesca artesanal representadas por pontos nos mapas de Vulnerabilidade), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade)**

UF	Município	Comunidade	Sensibilidade	Inverno		Verão	
				%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Amapá	Sucuriçu	Alta	58,33	Alta	42,81	Alta
PA	Soure	Vila do Pesqueiro		39,00	Alta	18,73	Média
		Céu		36,33	Alta	18,39	Média
		Caju-Una		36,33	Alta	18,39	Média
	Salvaterra	Joanes		36,67	Alta	16,39	Média
	Cachoeira do Arari	Caracará		3,67	Média	0,00	n/a
		Mata Fome		4,67	Média	0,00	n/a

UF	Município	Comunidade	Sensibili- dade	Inverno		Verão	
				%	Vuln.	%	Vuln.
MA	Colares	Urubuquara		4,67	Média	0,00	n/a
		Santo Antônio do Tauá		14,33	Média	2,01	Média
		Jussará		2,00	Média	16,39	Média
	Curuçá	Praia do Areuá		14,00	Média	30,77	Alta
		Mariteua		14,00	Média	0,00	n/a
	Marapanim	Camará		11,00	Média	0,00	n/a
	Magalhães Barata	Prainha		0,00	n/a	1,00	Média
	Maracanã	40 de Mocooca		6,33	Média	0,00	n/a
		Mocooca		6,33	Média	0,00	n/a
		Curuçaquinho		3,67	Média	22,41	Média
		Vila do Mota		0,00	n/a	1,00	Média
	Salinópolis	Praia do Atalaia		8,33	Média	52,17	Alta
		Cuiarana		8,00	Média	51,17	Alta
		Portinho		0,00	n/a	1,00	Média
	Quatipuru	Baunilha		5,67	Média	44,15	Alta
	Tracuateua	Quatipu-Mirim		4,67	Média	0,00	n/a
	Augusto Corrêa	Coroa Comprida		0,00	n/a	19,06	Média
Viseu	Taperebateua	0,00	n/a	17,73	Média		
MA	Cururupu	Lençóis	0,00	n/a	12,37	Média	

**Quadro II.3-6 - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: áreas de pesca artesanal (representação por polígonos de áreas de pesca nos mapas de Vulnerabilidade), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).**

UF	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Oiapoque	Alta	28,00	Média	41,14	Alta
	Calçoene		54,00	Alta	43,81	Alta
	Amapá		73,00	Alta	55,18	Alta
	Santana		74,33	Alta	76,92	Alta
	Macapá		74,33	Alta	69,90	Alta
	Itaubal		72,67	Alta	41,47	Alta
PA	Afuá		64,67	Alta	62,54	Alta
	Chaves		74,33	Alta	76,92	Alta
	Soure		74,00	Alta	80,27	Alta
	Salvaterra		74,00	Alta	84,28	Alta
	Cachoeira do Arari		74,33	Alta	84,28	Alta
	Ponta de Pedras		74,33	Alta	78,26	Alta
	Belém		80,00	Alta	98,66	Alta
	Santo Antônio do Tauá		74,33	Alta	80,27	Alta
Abaetetuba	78,67	Alta	88,96	Alta		

UF	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
MA	Colares		74,33	Alta	79,60	Alta
	Barcarena		74,33	Alta	78,60	Alta
	Vigia		85,67	Alta	100,00	Alta
	São Caetano de Odivelas		80,00	Alta	95,99	Alta
	Acará		100,00	Alta	100,00	Alta
	São Caetano de Odivelas		80,00	Alta	95,99	Alta
	Curuçá		80,00	Alta	95,32	Alta
	Marapanim		74,33	Alta	96,66	Alta
	Magalhães Barata		45,33	Alta	54,52	Alta
	Marcanã		89,33	Alta	98,66	Alta
	Salinópolis		89,00	Alta	100,00	Alta
	Primavera		7,67	Média	54,52	Alta
	São João de Pirabas		100,00	Alta	100,00	Alta
	Quatipuru		84,33	Alta	100,00	Alta
	Tracuateua		42,00	Alta	87,63	Alta
	Bragança		100,00	Alta	100,00	Alta
Augusto Corrêa		100,00	Alta	100,00	Alta	
Viseu		9,33	Média	77,59	Alta	
MA	Carutapera		21,67	Média	96,32	Alta
	Godofredo Viana		0,00	n/a	44,48	Alta
	Cândido Mendes		34,67	Alta	96,32	Alta
	Apicum-açu		7,33	Média	89,63	Alta
	Cururupu		100,00	Alta	100,00	Alta
	Porto Rico do Maranhão		2,00	Média	55,52	Alta
	Cedral		39,00	Alta	83,61	Alta
	Guimarães		0,00	n/a	48,49	Alta
	Raposa		100,00	Alta	100,00	Alta
	Paço do Lumiar		0,00	n/a	20,07	Média
	São Luís		100,00	Alta	100,00	Alta
	São José de Ribamar		100,00	Alta	100,00	Alta
	Paulino Neves		100,00	Alta	100,00	Alta
	Barreirinhas		100,00	Alta	100,00	Alta
Tutóia		100,00	Alta	100,00	Alta	
PI	Parnaíba		0,00	n/a	29,77	Média
	Luís Correia		100,00	Alta	100,00	Alta
CE	Camocim		100,00	Alta	100,00	Alta
	Itarema		100,00	Alta	100,00	Alta

No **Quadro II.3-7** são apresentadas as comunidades quilombolas que estão suscetíveis na área afetada. Estas comunidades estão localizadas próximas à região costeira e fazem uso da pesca artesanal como uma de suas atividades.

Além disso, estas áreas devem ser evitadas em ações de emergência em caso de acidentes, sendo portanto estas áreas de **alta sensibilidade**.

**Quadro II.3-7** - Índice de vulnerabilidade ambiental para o fator ambiental: comunidades quilombolas (representação por polígonos nos mapas de Vulnerabilidade), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).

UF	Município	Comunidade	Sensibilidade	Inverno		Verão	
				%	Vuln.	%	Vuln.
PA	Cachoeira do Arari	Gurupa	Alta	4,60	Média	0,00	n/a
	Colares	Cacau e Ovos		6,30	Média	1,00	Média

Quanto à presença de comunidades indígenas, não foram identificadas áreas com probabilidades de toque de óleo.

## II.4 COMUNIDADES BIOLÓGICAS

A sensibilidade das comunidades biológicas para derrames de óleo é extremamente variável em função dos organismos considerados e de seus estágios de vida (SCHOLZ et al., 1992; API, 2005). As comunidades biológicas consideradas nesta análise de vulnerabilidade são:

- Plâncton;
- Peixes;
- Quelônios (tartarugas marinhas);
- Cetáceos (baleias, golfinhos e botos);
- Sirênios (peixe-boi-marinho e peixe-boi-da-Amazônia);
- Aves marinhas.

### II.4.1 Plâncton

As comunidades plactônicas são formadas por organismos dos mais variados tamanhos e grupos taxonômicos que habitam a coluna d'água e possuem mobilidade autônoma reduzida. Além da ampla diversidade de espécies, o grupo abriga grande espectro funcional, com organismos detritívoros, produtores primários e formas jovens de grandes predadores, de importância pesqueira. O



plâncton tem relevância ímpar nos ciclos biogeoquímicos e nas produtividades primária e secundária das cadeias tróficas marinhas, sustentando, dessa forma, o funcionamento destes ecossistemas. A enorme diversidade de componentes destas comunidades implica grande heterogeneidade de histórias de vida e processos metabólicos e, conseqüentemente, respostas e sensibilidades variadas à presença de óleo e outros compostos no ambiente. Entretanto, a alta taxa de renovação, característica do grupo, deve favorecer respostas temporalmente localizadas, que se refletem em elevada resiliência deste componente ambiental.

De forma geral, a porção leste da área com probabilidade de ocorrência de óleo, assim como as regiões mais profundas, do talude continental e oceânica, são caracterizadas por baixa disponibilidade de nutrientes e baixos valores de produtividade primária, relacionados com relativa baixa concentração de organismos planctônicos. Entretanto, a área com probabilidade de presença de óleo apresenta grande heterogeneidade com relação a este padrão, notoriamente em regiões associadas com processos oceanográficos de mesoescala, principalmente ao aporte de nutrientes do sistema fluvial. Assim, a área apresenta um gradiente de disponibilidade de nutrientes, que aumentam quanto mais próximo à costa e também no sentido oeste, com o aumento da influência das descargas fluviais, principalmente do Rio Amazonas. Além disso, a grande extensão da área analisada e a variedade de ambientes englobados favorece uma grande heterogeneidade nas assembleias de espécies que compõem as comunidades planctônicas, dificultando a discriminação de padrões generalizados entre as bacias consideradas.

A região Norte do Brasil, correspondente às Bacias Marítimas de Barreirinhas, Pará-Maranhão e da Foz do Amazonas, possui comunidades planctônicas altamente influenciadas pela Corrente Norte do Brasil e pelos ventos alísios, que transportam as águas da plataforma continental externa e do talude na direção noroeste, assim como pela descarga do Rio Amazonas, o qual contribui para a fertilização de grandes extensões da plataforma continental norte equatorial. Nessa área, o aporte fluvial, que tem contribuição significativa também dos Rios Pará/ Tocantins e Rio Parnaíba, favorece um aumento na concentração dos nutrientes, especialmente de silicato, tornando-a eutrofizada em locais onde a penetração da luz é favorecida. Entretanto, excluindo-se a plataforma continental,



com suas características de mistura, o ambiente pelágico da região Norte é em sua maior parte do tipo oligotrófico.

Valores máximos de densidade microfitorplânctônica ocorrem na costa do Amapá e na área nordeste da costa do Pará, nos períodos de menor vazão do rio Amazonas. Na maior parte da extensa plataforma continental da região Norte, as densidades são relativamente baixas, exceto durante as maiores vazões, quando ocorrem florescimentos localizados do plâncton. De maneira geral, as populações do microfitorplâncton da região norte são de baixa diversidade, dominadas por diatomáceas.

Quanto ao ictioplâncton, do cabo Orange à foz do rio Pará são catalogadas 15 famílias com ampla distribuição em toda a região. São mais abundantes as famílias Carangidae, Gobiidae e Bramidae, e mais frequentes Carangidae, Myctophidae e Gobiidae. A maior parte das larvas se encontra na região nerítica, principalmente no extremo norte do Amapá. As densidades de larvas de peixes são relativamente baixas na região entre as Reentrâncias Maranhenses e a foz do Rio Parnaíba, com os máximos sendo observados na região nerítica. Da mesma maneira, as maiores densidades de ovos se concentram nas águas mais costeiras.

Assim como a própria composição do plâncton, a sensibilidade de seus diversos grupos componentes a um evento de derramamento de óleo é variável. O bacterioplâncton e o fitoplâncton são considerados os menos sensíveis a tais cenários, enquanto que o zooplâncton e principalmente o ictioplâncton seriam os mais sensíveis (SCHOLZ et al., 2001).

Quanto ao ictioplâncton, a maioria dos peixes ósseos produz, em grande número, ovos que flutuam. Estes ovos, assim como as larvas que deles eclodem, deslocam-se junto com as correntes superficiais, sendo altamente suscetíveis aos efeitos do óleo no ambiente marinho. Peixes cartilaginosos, como os tubarões e as raias, por outro lado, produzem pequenas quantidades de ovos protegidos por cápsulas, ou dão à luz juvenis. Apesar de serem formas menos suscetíveis aos efeitos diretos do óleo, as características biológicas das espécies de peixes cartilaginosos, que incluem maturidade tardia, baixa fecundidade e desenvolvimento embrionário lento (LOURO & ROSSI-WONGTSCHOWSKI,

2007), os tornam mais sensíveis e menos resilientes a impactos do que os peixes ósseos.

Por se concentrar preferencialmente nas camadas mais superficiais dos oceanos e por não possuir significativa capacidade de natação que permita evitar manchas de óleo, o plâncton é considerado altamente suscetível ao contato direto com o óleo e suas frações solúveis (API, 1985; IPIECA 2000; OZHAN et al., 2014; ITOFF, 2015; ABBRIANO et al., 2011). Várias espécies do fitoplâncton e zooplâncton são muito sensíveis ao óleo, especialmente os copépodos e larvas de peixes, enquanto outras são mais resistentes (OZHAN et al., 2014).

Em casos de grandes vazamentos, a fina camada de óleo na superfície pode inibir a troca de gases e a penetração de luz, afetando a fotossíntese e o crescimento do fitoplâncton (GONZALEZ et al., 2009). Os HPAs (hidrocarbonetos aromáticos policíclicos) também podem afetar o fitoplâncton, mesmo em pequenas concentrações (1 mg/l) (HARRISON et al., 1986). Dentre os crustáceos planctônicos, os copépodos, em particular, apresentam considerável sensibilidade ao óleo, podendo apresentar altas taxas de mortalidade e redução nas taxas de alimentação e reprodução em caso de grandes vazamentos de óleo (contaminação aguda) (SUCHANEK, 1993). Os HPAs também são reconhecidamente tóxicos para o ictioplâncton, provocando diversos efeitos já registrados, como hemorragias, deformidades, retardo no crescimento, bioacumulação e morte por intoxicação (ABBRIANO et al., 2011; PETERSEN et al., 1998) nos casos de grandes vazamentos e experimentos “in vitro”. Os componentes do ictioplâncton apresentam variados graus de sensibilidade a compostos do petróleo, mas no caso de um vazamento de grandes proporções, esperam-se danos severos e mortalidade de larvas e ovos quando em contato direto com tais compostos.

Adicionalmente aos efeitos diretos, considerando que o plâncton representa, em geral, a base das cadeias alimentares marinhas e oceânicas, também são esperados efeitos decorrentes de processos de transferência de contaminantes. Por exemplo, em regiões costeiras, notadamente em ambientes de baixo hidrodinamismo, a presença de hidrocarbonetos pode levar à proliferação de organismos componentes do bacterioplâncton capazes de utilizar tais compostos como fontes de carbono e energia. Esse processo consome oxigênio e pode

diminuir a disponibilidade deste gás, principalmente se somado ao efeito de diminuição das trocas gasosas provocado pela mancha de óleo na superfície da água (JOHANSSON et al., 1980; SCHOLZ et al., 2001). Essas bactérias são utilizadas como alimento por alguns grupos zooplancônicos, o que pode acarretar aumento temporário da densidade destes, caso sejam resistentes ao óleo, como reportado para os protozoários tintinídeos (SCHOLZ et al., 2001). Por outro lado, a mortalidade de espécies sensíveis do zooplâncton pode aliviar temporariamente a pressão de predação sobre determinados grupos fitoplanctônicos e favorecer sua proliferação (JOHANSSON et al., 1980), como esperado para impactos sobre as populações de copépodes (SUCHANEK, 1993).

Apesar de vazamentos de óleo apresentarem potencial para afetar a comunidade planctônica (API, 1985; WALSH, 1978; GILDE et al., 2012), os efeitos destas alterações diferem entre as zonas costeira e oceânica (ITOPF, 1987 apud LOPES et al., 2006). Em águas oceânicas, por haver maior diluição e dispersão do óleo e pelo padrão de distribuição mais amplo do plâncton na massa d'água, não se espera um efeito significativo aos organismos planctônicos dessas regiões do oceano. Por outro lado, em águas neríticas/costeiras, considerando a possibilidade de confinamento do óleo, principalmente em baías e estuários, e a maior produtividade e riqueza apresentada por estas áreas, os efeitos do óleo tendem a ser mais pronunciados.

Entretanto, mesmo que seja possível observar mortalidade e efeitos agudos localizados, estes tendem a ser também temporalmente reduzidos (JOHANSSON et al., 1980). Impactos de larga escala, como alterações na estrutura das comunidades planctônicas, não são relatados (SCHOLZ et al., 2001) e o tempo de recuperação pode variar de poucos dias a, no máximo, um ano. Mesmo para o ictioplâncton, não tem sido evidenciado efeito em longo prazo nas populações (ITOPF, 2015; IMO, 1997; JOHANSSON et al., 1980). Fatores como a alta taxa de renovação do plâncton, proveniente de regiões não afetadas, ou em função da alta taxa reprodutiva das espécies, devem favorecer uma resiliência elevada a tais eventos (HOWARTH, 1989; IPIECA, 1991).

Mesmo em cenários críticos, período coincidente com a reprodução de determinadas espécies de peixes e capacidade de o óleo atingir a região costeira,

o tempo de recuperação do plâncton é relativamente curto, de até 1 ano, e, portanto, o grupo possui uma alta resiliência e **baixa sensibilidade**.

Este grupo de organismos ocorre de forma difusa na área potencialmente atingida pelo óleo, tendo, portanto, probabilidade de contato com o óleo considerada alta (acima de 70%), em ambos os períodos considerados. Com isto, é possível avaliar a vulnerabilidade ambiental dessa comunidade como sendo média, conforme **Quadro II.4.1-1** a seguir.

**Quadro II.4.1-1** - Índice de vulnerabilidade ambiental para a comunidade biológica Plâncton (ocorrência difusa), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo.

Localização	Sensibilidade	Probabilidade máxima de toque por óleo (%)		Vulnerabilidade	
		Inverno	Verão	Inverno	Verão
Áreas costeira e oceânica	Baixa	100	100	Média	Média

## II.4.2 Peixes

Os peixes representam a fração mais notável do nécton marinho, tanto pela diversidade de formas, como pela abundância de seus componentes. Além da grande importância socioeconômica que exibem como recursos pesqueiros, inúmeras espécies estão associadas à manutenção de processos ecossistêmicos essenciais e exercem funções ecológicas em diversos níveis tróficos (LONGHURST & PAULY, 2007; HELFMAN et al., 2009). Apesar da grande mobilidade tipicamente atribuída ao grupo, um conjunto substancial de espécies faz uso de habitats restritos, notoriamente para funções reprodutivas e desenvolvimento de juvenis (LOPES, 2007). Dessa forma, embora exista grande heterogeneidade na composição das assembleias da ictiofauna e, conseqüentemente, também nos efeitos da presença de óleo e compostos associados no ambiente, as fases de vida iniciais, como o ictioplâncton (incluído na análise do grupo do plâncton) e os juvenis, são consideradas particularmente sensíveis.

Para as bacias marítimas que compõem a área suscetível ao óleo, existem registros de 427 táxons distintos de peixes marinhos e estuarinos, considerando a

região das Bacias de Barreirinhas, Pará-Maranhão e Foz do Amazonas. Esse conjunto de espécies se distribui em 132 famílias, com destaque para as famílias Sciaenidae Carangidae e Serranidae, por serem as mais especiosas. Das espécies registradas, 6,3% são classificadas como ameaçadas pela lista internacional da IUCN (2019). De modo geral, as espécies em risco concentram-se nas proximidades da costa, ou nas zonas epi- e mesopelágica dos oceanos, até 1.000 m. Nessas regiões, esses organismos estão particularmente vulneráveis às atividades humanas e mais acessíveis à exploração como recursos econômicos (SADOVY, 2001).

Dentre as espécies registradas na área suscetível ao toque de óleo, destaca-se a grande proporção de espécies recifais (47% do total de espécies registradas para essa área) e, dentre as Bacias Marítimas da área suscetível, destaca-se a Bacia do Pará-Maranhão (com 55,7% de espécies de peixes recifais), sendo que esta teve marcante contribuição de levantamentos realizados nos ambientes recifais do Parcel de Manuel Luís. Os peixes recifais possuem grande importância, tanto para a pesca, quanto ecológica (CASTRO, 1999) e estima-se que 12,7% das espécies recifais brasileiras sejam endêmicas (ROCHA, 2003).

De forma complementar, ao passo que formações recifais, que incluem os bancos coralíneos e áreas adjacentes, são responsáveis por diversidade e níveis de endemismo substanciais (ROCHA, 2003, FLOETER et al., 2008), estuários e manguezais também são ambientes cruciais para a ictiofauna, por serem locais de desenvolvimento dos juvenis de diversas espécies, proteção de adultos no período reprodutivo e oferta de recursos em abundância (LOPES et al., 1998; ANDRADE-TUBINO et al., 2008; DIAS et al., 2011).

A ictiofauna da costa Norte (Bacias Marítimas de Barreirinhas, Pará-Maranhão e da Foz do Amazonas) é, de forma geral, altamente influenciada pela descarga dos grandes rios da região e dependente do aporte de recursos destes. Consequentemente, as comunidades ícticas são majoritariamente estruturadas pela sazonalidade das chuvas, maior extensão da plataforma continental e predominância de grupos demersais e de cadeias tróficas fundamentalmente detritívoras. A grande largura da plataforma continental na costa Norte implica em extensas áreas pouco compreendidas ou inventariadas, em especial nos compartimentos mais distantes da costa. Mesmo esses ambientes, entretanto,

apresentam estreita relação com regiões costeiras e ecossistemas cruciais, como os manguezais.

Com relação à sensibilidade da ictiofauna ao óleo, cabe destacar que o maior impacto é esperado em épocas reprodutivas. As formas adultas, em geral, exibem comportamento de evitação ao óleo, enquanto que ovos, formas larvais e juvenis, devido à relativa baixa mobilidade e concentração em ambientes mais suscetíveis (regiões costeiras e estuarinas), tendem a ser mais impactados e gerar efeitos negativos significativos sobre as populações de peixes (IPIECA, 2000).

Em águas oceânicas, devido à sua elevada mobilidade, os peixes exibem baixa suscetibilidade ao óleo, pois costumam deixar as áreas contaminadas em busca de locais livres de poluentes (IPIECA, 1991). Por outro lado, em áreas costeiras, onde o tempo e a possibilidade de interação com o óleo é maior, são relatadas interferências em processos de desenvolvimento e reprodução (IPIECA, 2000). Assim, infere-se que a ictiofauna sofreria maior impacto no caso do óleo atingir regiões mais próximas da costa e estuários. As espécies demersais, em especial, geralmente contam com pequenos estoques e áreas de desova e reprodução restritas. Os peixes costeiros, sobretudo os que vivem associados a fundos consolidados (corais, rochas) e exibem comportamento territorial, são especialmente vulneráveis, pois têm maior oportunidade de contato com as frações hidrossolúveis do poluente e de ingestão do produto por conta da contaminação de seus recursos alimentares (LOPES, 2007).

Por outro lado, os pontos de perfuração da atividade nos Blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5 localizam-se em águas oceânicas oligotróficas, de forma que entre um eventual vazamento e o contato do óleo com áreas mais sensíveis costeiras e estuarinas haveria a evaporação e dispersão de parte das frações mais leves do óleo. Dessa forma, ao se considerar tanto a ampla distribuição dos peixes na coluna d'água e nos ambientes costeiros, como os impactos do óleo relatados para o grupo, os peixes podem ser considerados um grupo de **média sensibilidade**.

Este grupo de organismos ocorre de forma difusa na área potencialmente atingida pelo óleo, tendo, portanto, probabilidade de contato com o óleo considerada alta (acima de 70%), em ambos os períodos analisados. Com isto, é



possível avaliar a vulnerabilidade ambiental dessa comunidade como sendo alta – **Quadro II.4.2-1** a seguir.

**Quadro II.4.2-1** - Índice de vulnerabilidade ambiental para a comunidade biológica Peixes (ocorrência difusa), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo.

Localização	Sensibili- dade	Probabilidade máxima de toque por óleo (%)		Vulnerabilidade	
		Inverno	Verão	Inverno	Verão
Áreas costeira e oceânica	Média	100	100	Alta	Alta

### II.4.3 Quelônios

Os quelônios incluem cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrentes em território nacional, estando todas ameaçadas de extinção, tanto em nível nacional (MMA, 2014), como internacional (IUCN, 2019). Todas as cinco espécies fazem uso da área potencialmente afetada por um evento de derramamento de óleo, principalmente para atividades de alimentação e migração (ALMEIDA et al., 2011a; BAUDOIN et al., 2015; CASTILHOS et al., 2011; GODLEY et al., 2003; LEMKE et al., 2006; MARCOVALDI et al., 2010, 2011a, 2011b, 2012; SANTOS et al., 2011; SILVA et al., 2011). Além disso, características comportamentais e um ciclo biológico longo e complexo comprometem a capacidade de recuperação destes animais frente a um derramamento de óleo. Análises de vulnerabilidade do grupo devem considerar estes fatores, assim como variações espaço-temporais na utilização de distintos habitats.

A tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) é uma espécie de distribuição circunglobal, presente em águas tropicais e temperadas (DODD, 1988). No Brasil, pode ser encontrada em áreas costeiras e oceânicas ao longo de quase toda a costa, desde o Pará até o Rio Grande do Sul (SANTOS et al., 2011). As áreas prioritárias de desova se encontram fora da área suscetível, no norte da Bahia, Sergipe, Espírito Santo e no norte do Rio De Janeiro (MARCOVALDI et al., 2011a). Áreas secundárias de desova ocorrem em regiões do Espírito Santo e sul da Bahia (MARCOVALDI et al., 2011a) e desovas ocasionais da espécie já foram registradas em outras regiões do país, incluindo no Maranhão (MÁRQUEZ, 1990),

na Praia da Pedra do Sal, Piauí (MAGALHÃES et al., 2012), no Ceará, em Pipa, no Rio Grande do Norte (MARCOVALDI et al., 2011a), Parati (RJ), Ubatuba (SP), Santa Catarina, Rio Grande do Sul (MARCOVALDI et al., 2011a) e no arquipélago de Abrolhos (IBAMA & FUNATURA, 1991). O período de desova ocorre de setembro a março (BAPTISTOTTE et al., 2003; REIS et al., 2010), com pico entre outubro e dezembro. O número médio de ovos por ninho é de 120 e o período de incubação varia de 45 a 96 dias (BAPTISTOTTE et al., 2003). A região costeira da área suscetível tem importância por abrigar extensa malha migratória utilizada por esses animais durante seus deslocamentos, principalmente a poucos quilômetros da costa, com registros de movimentação até o leste do Pará (LEMKE et al., 2006; MARCOVALDI et al., 2010). Na área suscetível foram também identificadas três áreas de alimentação da espécie, no mar adjacente a Alcântara, MA (MARCOVALDI et al., 2010), no mar adjacente a Curuçá, PA (MARCOVALDI et al., 2010) e na Reserva Biológica do Lago Piratuba (PETROBRAS/AECOM, 2013 apud PETROBRAS/ECOLOGY, 2014). É classificada como “vulnerável” (IUCN, 2019) e “em perigo” (MMA, 2014) em escalas global e nacional, respectivamente.

A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) é uma espécie de distribuição circunglobal entre os mares tropicais e temperados, geralmente entre as latitudes 40° S e 40° N (HIRTH, 1997). No Brasil, pode ser encontrada em forrageio ao longo de toda a plataforma continental, do Amapá ao Rio Grande do Sul (ALMEIDA et al., 2011a). As desovas prioritárias da tartaruga-verde ocorrem em ilhas oceânicas (fora da área suscetível ao toque por óleo), principalmente na Ilha de Trindade, seguida por Atol das Rocas e Fernando de Noronha, nos meses de dezembro a maio (ALMEIDA et al., 2011a; MARCOVALDI et al., 2011a). Desovas regulares, embora em menor escala, são reportadas para o litoral norte da Bahia (MARCOVALDI et al., 2011a). Desovas esporádicas também já foram registradas no litoral do Espírito Santo, outras regiões da Bahia, Sergipe, Rio Grande do Norte e Piauí (ALMEIDA et al., 2011a; CAMILLO et al., 2009; MAGALHÃES et al., 2012). Possui uma rota migratória identificada sobre a plataforma continental ao longo de toda a área suscetível ao toque de óleo (ALMEIDA et al., 2011a; GOODLEY et al., 2003). A espécie é considerada “ameaçada” e “vulnerável” em escalas global (IUCN, 2019) e nacional (MMA, 2014), respectivamente.



A tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) é uma espécie de distribuição circunglobal em mares tropicais e subtropicais dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico (MÁRQUEZ, 1990). No Brasil, a espécie pode ser encontrada ao longo de toda a costa (MARCOVALDI et al., 2011b; VILAÇA et al., 2013) e exerce grande importância ecológica na manutenção da diversidade em recifes de coral, em função de sua dieta altamente especializada em esponjas (MARCOVALDI et al., 2012). As áreas prioritárias de desova ocorrem fora da área suscetível, ao norte da Bahia e Sergipe e ao sul do Rio Grande do Norte (LARA-RUIZ et al., 2006; MARCOVALDI et al., 2007; VILAÇA et al., 2013). No litoral de Pernambuco e no norte do Rio Grande do Norte existem ainda evidências de desovas regulares, mas em menor número (MOURA, 2009; MARCOVALDI et al., 2011a). Todo o litoral baiano, entre o recôncavo e a divisa com o Espírito Santo (fora da área suscetível), também é indicado como área de ocorrência de desovas da espécie (MARCOVALDI et al., 2011b). Também existem registros de desova na Praia do Futuro e na Prainha, Aquiraz, região metropolitana de Fortaleza, CE (LIMA, 2002). Recentemente, foram registradas as primeiras desovas da espécie no litoral do Piauí (SANTANA et al., 2009) e no município de Curaçá, Pará (GIARRIZZO obs. pessoal, apud HABTEC/OGX, 2009), sendo que as desovas no litoral piauiense têm se mostrado regulares, principalmente na região do Delta do Parnaíba, entre a Praia do Arrombado e a Praia da Pedra do Sal, nos municípios de Parnaíba e Luís Correia (MAGALHÃES et al., 2012). Desovas ocasionais também são citadas para o estado do Maranhão, como na Praia de Panaquatira (CRUZ et al., 2003) e na Praia de Juçatuba (BARRETO et al., 2013), ambas na Ilha de Curupu, assim como na Praia do Cajueiro Velho, no município de Travosa (SOMA/FUGRO GEOSOLUTIONS, 2009). O período reprodutivo da espécie vai de novembro a abril (MARCOVALDI et al., 2007; VILAÇA et al., 2013). As rotas migratórias, no geral, concentram-se próximas à costa e toda a plataforma continental, desde o Arquipélago de Abrolhos ao estado do Pará, pode ser considerada um corredor migratório para a espécie (MARCOVALDI et al., 2012). Foi identificada uma área de alimentação da tartaruga-de-pente na área suscetível ao óleo, no mar adjacente a Curaçá, PA (MARCOVALDI et al., 2011b). Em relação ao estado de conservação, a espécie é classificada como “criticamente ameaçada” em escalas global (IUCN, 2019) e nacional (MMA, 2014).

A tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*) é uma espécie de distribuição pantropical e que utiliza os mares de regiões subtropicais para suas rotas de deslocamento migratório (MÁRQUEZ, 1990; ABREU-GROBOIS & PLOTKIN, 2008). No Brasil, a espécie pode ser encontrada ao longo de praticamente toda a costa, desde o Rio Grande do Sul até o Pará (CASTILHOS et al., 2011), sendo considerada a mais abundante de todas as tartarugas marinhas (SILVA et al., 2011). Os indivíduos da espécie se concentram geralmente entre 20 e 50 m de profundidade (SILVA et al., 2011), o que as torna bastante suscetíveis a capturas acidentais em atividades de pesca marinha. Assim como a tartaruga-de-pente, apesar da ampla distribuição, os locais de desova prioritária na costa brasileira são bastante concentrados, entre o norte da Bahia e o sul de Alagoas (fora da área suscetível ao toque de óleo), com maior concentração de ninhos em Sergipe (CASTILHOS et al., 2011; SILVA et al., 2007). Desovas regulares, mas em menor número, foram registradas no Piauí, entre a Praia do Arrombado e a Praia da Pedra do Sal, nos municípios de Parnaíba e Luís Correia (MAGALHÃES et al., 2012). Ocorrências reprodutivas ocasionais também foram registradas nos estados do Rio Grande do Norte, Ceará, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro (CAMILLO et al., 2009; CASTILHOS et al., 2011; MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999; MARCOVALDI et al., 2011a; SILVA et al., 2007; LIMA et al., 2003, SANTANA et al., 2009). A temporada reprodutiva ocorre entre setembro e março, com maior concentração de desovas entre os meses de outubro e fevereiro (SILVA et al., 2007). Similarmente a outras espécies, a tartaruga-oliva faz uso de rotas migratórias sobre a plataforma continental entre os sítios de desova, alimentação e descanso, com registros de deslocamento na área suscetível ao toque de óleo até o leste do Pará. Além disso, para essa espécie uma rota migratória foi identificada em regiões oceânicas, partindo da plataforma continental da costa leste nordestina em direção ao nordeste dos arquipélagos de Fernando de Noronha e de São Pedro e São Paulo (SILVA et al., 2011). Em relação ao grau de ameaça da espécie, ela é considerada “vulnerável” à extinção global (IUCN, 2019) e “ameaçada” em território nacional (MMA, 2014).

Já a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) possui áreas de concentração extremamente restritas no Brasil, apesar do extenso uso de mares tropicais, subtropicais, temperados e até-subpolares em outras regiões do globo

(ALMEIDA et al., 2011b; MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999). Com relação às desovas regulares, em áreas prioritárias de desova, estas ocorrem apenas no norte do Espírito Santo, no período entre outubro e fevereiro (THOMÉ et al., 2007). Desovas irregulares já foram identificadas em outros estados, incluindo o Rio Grande do Norte, o Piauí e o Maranhão (ALMEIDA et al., 2011b; MARCOVALDI et al., 2011a; SOMA/FUGRO GEOSOLUTIONS, 2009; AECOM/PETROBRAS, 2013), além de outras localidades no Brasil, como no Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Rio de Janeiro, região central do Espírito Santo e Bahia (ALMEIDA et al., 2011b; MARCOVALDI et al., 2011a; BARATA & FABIANO, 2002; BARBOSA et al., 2012; SOTO et al., 1997). As rotas migratórias da espécie são pouco compreendidas, mas os dados existentes indicam um amplo uso dos oceanos, em concordância com a extensa distribuição da tartaruga-de-couro nos mares do mundo (ALMEIDA et al., 2011c), porém, sem registros até o momento para a área suscetível ao toque de óleo. A espécie é considerada “vulnerável” à extinção em nível global (IUCN, 2019), mas “criticamente ameaçada” no Brasil (MMA, 2014).

A partir das informações levantadas sobre as cinco espécies de quelônios marinhos brasileiros, foi possível realizar mapeamento das áreas de concentração de indivíduos, áreas de alimentação, e as rotas migratórias existentes na área suscetível ao toque de óleo. Estas áreas são apresentadas no **Quadro II.4.3-1** a seguir e também são apresentadas nos mapas de vulnerabilidade deste estudo (**Mapas 1 a 4 - Apêndice 1**). Os cálculos de vulnerabilidade para a áreas de quelônios suscetíveis ao óleo são apresentados no **Quadro II.4.3-2**.

**Quadro II.4.3-1** - Áreas de concentração para alimentação e rotas migratórias de quelônios marinhos na região suscetível ao toque de óleo, no Amapá, Pará e Maranhão.

Localidade	Município	UF	Animais identificados e atividades realizadas	Referências
Reserva Biológica do Lago Piratuba	Amapá	AP	Área de concentração para alimentação de <i>Caretta caretta</i>	AECOM/Petrobras (2013)
Mar adjacente a Curuçá	Curuçá	PA	Área de concentração para alimentação de <i>Caretta caretta</i> (telemetria) e de <i>Eretmochelys imbricata</i>	Marcovaldi et al. (2010), Marcovaldi et al. (2011b),

Localidade	Município	UF	Animais identificados e atividades realizadas	Referências
Mar adjacente a Alcântara	Alcântara	MA	Área de concentração para alimentação de <i>Caretta caretta</i> (telemetria)	Marcovaldi et al. (2010)
Plataforma continental	-	PA até SP	Rotas migratórias conhecidas de <i>Caretta caretta</i> (telemetria)	Lemke et al. (2006); Marcovaldi et al. (2010)
Plataforma continental	-	AP até RS	Rotas migratórias conhecidas de <i>Chelonia mydas</i> (telemetria)	Almeida et al. (2011a); Goodley et al. (2003), Baudoin et al. (2015)
Plataforma continental	-	PA até BA	Rotas migratórias conhecidas de <i>Eretmochelys imbricata</i> (telemetria)	Marcovaldi et al. (2012)
Plataforma continental e regiões oceânicas	-	PA até ES	Rotas migratórias conhecidas de <i>Lepidochelys olivacea</i> (telemetria)	Silva et al. (2011)

O elevado nível de ameaça de extinção em que se encontram as espécies de quelônios em geral é uma consequência de diversas ameaças antrópicas e fatores da própria biologia do grupo, que comprometem sua resiliência. As tartarugas marinhas são altamente migratórias, possuem um complexo ciclo de vida e utilizam grandes áreas geográficas e múltiplos habitats (MÁRQUEZ, 1990). Apresentam maturação tardia e ciclo de vida longo, podendo levar de 10 a 50 anos, a depender da espécie, para atingirem a maturidade sexual (CHALOUPKA & LIMPUS, 1997; MEYLAN & DONNELLY, 1999) e voltarem à mesma praia de nascimento para se reproduzirem pela primeira vez (BALAZS, 1982; BJORNDAL & ZUG, 1995).

Em território nacional, especificamente, a ocupação crescente e não planejada de ambientes costeiros no litoral brasileiro é o principal fator de impacto sobre essas espécies (MARCOVALDI et al., 2011a). Outras grandes ameaças compreendem a captura acidental de indivíduos em atividades pesqueiras (SILVA et al., 2011), a poluição marinha por plásticos, por óleo e outros compostos tóxicos, o abate para consumo humano, a poluição luminosa nas praias, além de mudanças climáticas e patógenos (MARCOVALDI et al., 2011a).

A possibilidade de interação com óleo, em caso de vazamento, representaria ameaça adicional à viabilidade de suas populações, visto que derrames de óleo podem afetar negativamente todas as espécies de tartarugas marinhas presentes na costa brasileira, seja sobre a atividade reprodutiva, ou diretamente sobre

indivíduos jovens e adultos que fazem uso de áreas potencialmente afetadas na plataforma continental e em regiões oceânicas. Isso é particularmente crítico ao se considerar que as tartarugas marinhas podem não exibir o comportamento de evitar águas oleosas, além de realizarem grandes inalações pré-mergulho (NOAA, 2010a; SHIGENAKA, 2010). Elas podem ingerir o óleo acidentalmente, ou por confundirem-no com alimento, como é o caso de relatos descritos para indivíduos de *Chelonia mydas* e *Caretta caretta* (GRAMENTZ, 1988; LUTZ & LUTCAVAGE, 1989). Também podem inalar compostos voláteis do óleo, uma vez que apresentam respiração aérea. O contato direto com o óleo sobre a pele e mucosas pode afetar a saúde dos animais (GRAMENTZ, 1988; LUTZ & LUTCAVAGE, 1989). É possível ainda que o contato com o óleo acometa os sistemas digestivo, respiratório, imunológico e acarrete alterações sanguíneas e nas glândulas de sal, com comprometimento da osmorregulação. O efeito pode ser ainda maior no caso dos juvenis, que permanecem maior tempo na superfície e, assim, expõem-se por mais tempo ao óleo e/ou seus compostos voláteis. O contato com o óleo pode ainda interferir na reprodução desses animais, por conta da diminuição do sucesso de eclosão dos filhotes (FRITTS & MCGEHEE, 1982; VAN FLEET & PAULY, 1987; LUTZ & LUTCAVAGE, 1989; MILTON et al., 2010).

Dessa forma, não apenas há impacto sobre os indivíduos, mas também sobre a população como um todo, já que a atividade reprodutiva pode ser comprometida. Considerando, ainda, que os ciclos reprodutivos das tartarugas marinhas podem variar entre intervalos de 1 a 9 anos (LIMPUS, 1993; MILLER, 1997), espera-se uma persistência por um longo período de eventuais impactos de um derramamento de petróleo, o que pode acarretar impactos nas comunidades e na função do ecossistema, dada a importância ecológica dos quelônios.

Frente a essas informações e aos fatores biológicos das espécies, como longos ciclos de vida, maturação tardia e extensos períodos de recuperação de populações (estimados em 20 anos), os quelônios marinhos são considerados um grupo de **alta sensibilidade**.

A área suscetível ao toque de óleo, de acordo com as modelagens realizadas, se sobrepõe com três áreas de concentração das espécies de tartarugas marinhas. Ao longo da área suscetível observam-se locais com altas

probabilidades de ocorrência de óleo, que chegam a 100% na região marinha adjacente a Alcântara (MA), no inverno e no verão (**Quadro II.4.3-2**). Para esta localidade, a classificação é de alta vulnerabilidade. Todas as demais localidades também apresentam probabilidade de toque acima de 30%, o que caracteriza média e alta (acima de 70%) probabilidade de toque por óleo e, assim, a classificação de vulnerabilidade destas áreas também é alta.

**Quadro II.4.3-2** - Índice de vulnerabilidade ambiental para a comunidade biológica *Quelônios (áreas de concentração)*, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo.

UF	Município	LOCAL	Sensibilidade	Inverno		Verão	
				%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Amapá	Reserva Biológica do Lago Piratuba	Alta	69,00	Alta	49,16	Alta
PA	Curuçá	Mar adjacente a Curuçá		45,33	Alta	96,32	Alta
MA	Alcântara	Mar adjacente a Alcântara		100,00	Alta	100,00	Alta

#### II.4.4 Cetáceos

No Brasil são reconhecidas, atualmente, 46 espécies de cetáceos, sendo 44 marinhas e apenas duas de água doce. Taxonomicamente, os cetáceos se dividem em duas subordens: Mysticeti, com oito espécies de baleias; e Odontoceti, com 38 espécies de botos e golfinhos no Brasil (PAGLIA et al., 2012; TAVARES et al., 2010).

Existem diferenças morfológicas e comportamentais marcantes entre esses dois grupos de cetáceos. Dentre elas, destacam-se algumas que são consideradas relevantes na avaliação de possíveis efeitos do óleo. O grupo dos misticetos inclui, de forma geral, as espécies de maior tamanho (baleias), enquanto que o grupo dos odontocetos inclui espécies de menor tamanho (embora haja exceções), como os golfinhos e botos. Com relação às diferenças comportamentais, os misticetos, em sua maioria, são espécies migratórias, apresentando períodos de alimentação (no verão, geralmente em regiões de maior latitude, mais próximas aos polos) e de reprodução (no inverno, geralmente em áreas de menor latitude, mais próximas ao equador) (ZERBINI et al., 1999). Por outro lado, quase todos os odontocetos são residentes o ano todo em suas



áreas de vida, embora variações sazonais na abundância de algumas espécies possam estar relacionadas a características ambientais, como disponibilidade de presas (ZERBINI et al., 1999). Uma exceção é o padrão de movimentação apresentado por machos adultos de cachalote, que ocupam áreas de maior latitude durante o inverno (entre junho e agosto) e retornam a águas mais quentes no verão (entre janeiro e abril) (RAMOS et al., 2001).

Das 46 espécies de cetáceos que ocorrem em águas brasileiras, 20 têm ocorrência confirmada nas bacias marítimas que compõem a área potencialmente afetada por um derrame de óleo considerada nesse estudo (entre a Bacia de Barreirinhas e a Bacia da Foz do Amazonas). Dentre estas, algumas espécies merecem destaque, tanto pela sua presença significativa na área suscetível ao toque de óleo, quanto pelo reconhecimento de sua sensibilidade, importância ecológica, grau de ameaça e/ou desenvolvimento de atividades migratórias: os misticetos baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e baleia-minke-antártica (*Balaenoptera bonaerensis*); e os odontocetos: cachalote (*Physeter macrocephalus*), baleia-piloto-de-peitorais-curtas (*Globicephala macrorhynchus*), boto-cinza (*Sotalia guianensis*), boto-cor-de-rosa (*Inia geoffrensis*), golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), golfinho-pintado-pantropical (*Stenella attenuata*) e golfinho-rotador (*Stenella longirostris*).

A baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), assim como a maioria dos misticetos, realiza migrações sazonais entre suas áreas de alimentação e de reprodução (WEDEKIN, 2011). Durante a primavera, verão e outono ocorre em altas latitudes, migrando durante o inverno para águas tropicais e subtropicais para acasalamento, nascimento e amamentação dos filhotes. Os nascimentos ocorrem durante o inverno e a primavera, e os filhotes são amamentados durante cerca de um mês, acumulando gordura suficiente para a migração e para suportar as águas frias das áreas de alimentação (CLAPHAM & MAYO, 1987). No período de julho a novembro, quando ocorre no litoral brasileiro, a espécie se concentra em águas rasas, sobre a plataforma continental, preferencialmente até a isóbata de 200 m (WEDEKIN, 2011), mas com ocorrência confirmada ao longo de toda a costa, até aproximadamente a isóbata de 1.000 m (ANDRIOLO et al., 2006, 2010a; CASTRO et al., 2014; MARTINS et al., 2013). Também possui registros em águas mais profundas no território nacional, embora estes sejam mais raros

(SIMMAM, 2019). Por outro lado, ocorre em maiores profundidades em seu corredor migratório oceânico localizado entre a porção sul da Cadeia Vitória-Trindade entre as áreas de reprodução na costa brasileira e as áreas de alimentação oceânicas em altas latitudes do Atlântico Sul, nas imediações das Ilhas Geórgia do Sul e Sandwich do Sul, no Mar de Scotia (ANDRIOLO et al., 2014; ANDRIOLO & ZERBINI, 2010; ZERBINI et al., 2006, 2011; WEDEKIN, 2011).

Sua área de concentração reprodutiva se estende do Rio de Janeiro ao Rio Grande do Norte (WEDEKIN, 2011), com maior concentração de registros na região do Banco de Abrolhos, entre o sul da Bahia e o norte do Espírito Santo (ANDRIOLO et al., 2006, 2010a; CASTRO et al., 2014; MARTINS et al., 2013; WEDEKIN, 2011), portanto fora da área suscetível ao óleo. Entretanto, a baleia-jubarte também possui registros de ocorrência na costa norte brasileira, na área suscetível ao toque de óleo (SIMMAM, 2019).

A baleia-minke-antártica (*Balaenoptera bonaerensis*) também possui padrão migratório que consiste em passar o verão austral se alimentando em águas antárticas, migrando para águas mais quentes para se reproduzir nos meses de inverno, permanecendo em regiões oceânicas de águas profundas (ZERBINI et al., 2002; LUNA, 2014; SICILIANO et al., 2006, 2011). Nesse período reprodutivo pode ser encontrada na área suscetível ao toque de óleo (SICILIANO et al., 2008; SIMMAM, 2019).

Estudos indicam que águas profundas do nordeste brasileiro são locais de concentração da espécie durante o período reprodutivo (IWC, 1991; WILLIAMSON, 1975; LUCENA, 2006; TOLEDO, 2009; ANDRIOLO et al., 2010b; LUNA, 2014). No entanto, a baixa frequência de fêmeas grávidas e filhotes nessa região (LUCENA, 2006; TOLEDO, 2009; ZERBINI et al., 2002; ANDRIOLO et al., 2010a) indica que a espécie apresenta áreas distintas de acasalamento e nascimentos dos filhotes (ANDRIOLO et al., 2010a). O elevado número de filhotes e juvenis encalhados no litoral sul do Brasil, Uruguai e norte da Argentina sugere que os nascimentos desses grupos possam estar ocorrendo em médias latitudes, onde a temperatura é mais baixa (e.g., BALDAS & CASTELLO, 1986; ZERBINI, 1997; LUCENA, 2006). Essa espécie está incluída na categoria “quase ameaçada” segunda a Lista Vermelha da IUCN (2019).



O cachalote (*Physeter macrocephalus*) possui presença constante ao longo do ano em águas brasileiras (apesar de apresentar um padrão migratório) e ocorre em regiões oceânicas profundas e sobre o talude continental (ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011). Apresenta reprodução sazonal, embora a cópula e o nascimento não sejam bem sincronizados. A maior parte dos nascimentos ocorre no verão e no outono (MARTIN, 1990 apud ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011). O acasalamento e a fase de crescimento dos filhotes acontecem em águas quentes, enquanto machos adultos e grupos de jovens machos migram para águas mais frias no verão (ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011; WHITEHEAD, 2009).

No Brasil existe grande quantidade de registros do cachalote ao longo de toda a costa, desde o Amapá até Rio Grande do Sul, incluindo toda a área suscetível ao toque de óleo (ANDRIOLO et al., 2010b; BARROS, 1991; BATISTA et al., 2012; GEISE & BOROBIA 1988; GURJÃO et al., 2003; MOREIRA et al., 2004 apud ROCHA-CAMPOS & CAMARA, 2011; RAMOS et al., 2001; ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011; SIMMAM, 2019; SOUTO et al., 2007; TOLEDO & LANGGUTH, 2009; ZERBINI & KOTAS, 1998). O cachalote é considerado uma espécie “vulnerável” à extinção, tanto na lista nacional (MMA, 2014), quanto em nível internacional (IUCN, 2019).

A baleia-piloto-de-peitorais-curtas (*Globicephala macrorhynchus*) é uma das maiores espécies de odontoceto presente na costa brasileira, atingindo comprimento corporal de até 6 m. Apresenta distribuição circunglobal em águas tropicais e temperadas, ocupando principalmente regiões do talude continental e cânions submarinos profundos (CULIK, 2004). Os limites de sua distribuição não são bem estabelecidos, mas o limite sul de seus registros no Brasil é o estado de São Paulo (CULIK, 2004), existindo registros da espécie para quase todos os estados ao norte de São Paulo, além de Fernando de Noronha, com ocorrência ao longo de todo o ano (BATISTA et al., 2012; MEDEIROS, 2006; MORENO, 2013; SICILIANO et al., 2008; SIMMAM, 2019), incluindo avistamentos na área suscetível ao toque por óleo (SIMMAM, 2019, ERBER et al., 2005).

O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) é uma das espécies de delfínido mais comuns do litoral brasileiro, distribuindo-se desde o litoral de Santa Catarina até o litoral da costa oeste da América Central, com uma distribuição intimamente

relacionada à distribuição do ecossistema manguezal (JEFFERSON et al., 2008; ROCHA-CAMPOS et al., 2011). Ocorre em ambientes costeiros, predominantemente em áreas estuarinas, baías e desembocaduras de rios (FLORES & SILVA, 2009), com maior frequência em águas com menos de 25 m de profundidade, preferindo regiões a até 5 km da costa e entre isóbatas de 2 e 10 m (ROCHA-CAMPOS et al., 2011). As populações de botos-cinza possuem certo grau de residência ao sistema estuarino que ocupam, onde se localizam suas áreas de alimentação, descanso e reprodução, raramente se deslocando de um estuário a outro (FLORES & SILVA, 2009; NERY et al., 2008; ROSSI-SANTOS et al., 2007). É uma espécie gregária, que forma preferencialmente grupos de até 50 indivíduos, embora já tenham sido avistados grupos com mais de 150 botos (FLORES, 2002 apud AZEVEDO et al., 2009).

O boto-cinza ocorre ao longo de todo o litoral da área suscetível ao toque de óleo, até a isóbata de 50 m (SICILIANO et al., 2008), onde existem inúmeros registros da espécie (e.g. BARBOSA et al., 2010; SIMMAM, 2019; SICILIANO et al., 2008). Foram identificadas, na área suscetível, duas áreas de concentração utilizadas para a alimentação e reprodução da espécie, associadas a baías da região do Salgado Paraense: a Baía de Emboraí, no município de Augusto Corrêa (SICILIANO et al., 2008; TORRES & BEASLEY, 2003) e a Baía de Marapanim, no município de mesmo nome (EMIN-LIMA et al., 2006; SICILIANO et al., 2008). Outra área de concentração da espécie foi identificada na costa norte, na Bacia de Barreirinhas, na Baía de Tubarão (SANTOS, 2007), mas nesse caso não foi observada sobreposição com a área suscetível. O boto-cinza é listado na categoria “vulnerável” na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014).

O boto-cor-de-rosa é uma espécie de golfinho de água doce que possui distribuição nas bacias dos rios Orinoco, Amazonas e Tocantins (ROCHA-CAMPOS et al., 2011). Os indivíduos são predominantemente solitários, sendo raramente observados mais que dois botos juntos (ROCHA-CAMPOS et al., 2011). A maturidade sexual é atingida entre os oito e 10 anos de idade e sua reprodução parece estar sincronizada com o ciclo hidrológico da região amazônica. As cópulas e nascimentos ocorrem entre os meses de maio/junho a setembro, durante o final da cheia e durante a vazante na Amazônia Central,

quando o menor volume dos corpos d'água facilita a captura de peixes pelas fêmeas (SILVA, 1994, ROCHA-CAMPOS et al., 2011). Após cerca de 11 meses de gestação, ocorre o nascimento de um único filhote, que permanece com sua mãe por pelo menos três anos. O intervalo mínimo entre nascimentos (quando não ocorre a perda do filhote) é estimado em cerca de três anos e a fêmea engravida novamente no final do segundo ano de lactação (SILVA, 1994, ROCHA-CAMPOS et al., 2011). Durante a estação cheia, o boto-cor-de-rosa é capaz de alcançar as áreas de matas inundadas da Amazônia, podendo se locomover por entre as árvores e procurar por suas presas (principalmente peixes) nesse ambiente. Já durante a vazante e seca, os indivíduos se dirigem ao canal do rio principal, acompanhando a movimentação de suas presas e evitando ficar encaçados ou presos. Quando presente nos rios principais, mais largos, a espécie apresenta forte associação com áreas mais rasas, dentro de uma faixa de 150 m das margens (ROCHA-CAMPOS et al., 2011).

Além da ocorrência em sistemas fluviais sem influência marinha, o boto-cor-de-rosa também ocorre em ambientes costeiros com características flúvio-marinhas (SICILIANO et al., 2008). Existem registros, em frequência relativamente alta, de avistamentos da espécie para a foz do Rio Guamá, próximo à Baía de Marajó (SANTOS et al., 2012) e para a região dos lagos amapaenses, no Igarapé Piranhas (MELO, 2006), onde foram identificadas áreas de concentração da espécie. Foram ainda identificadas áreas de ocorrência da espécie na Baía de Marajó e no Rio Cassiporé (SICILIANO et al., 2008). Dentre as quatro áreas citadas acima, as três últimas possuem sobreposição com a área suscetível ao óleo de acordo com as modelagens. A espécie é classificada como "em perigo" na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014) e também na lista internacional da IUCN (2019), e listada no apêndice II da CITES (2017).

O golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) é um delfínido de ampla distribuição, ocorrendo em águas tropicais e temperadas de todo o mundo. Embora seja mais comum em ambientes costeiros, pode ocupar também lagoas, estuários e até águas pelágicas e ilhas oceânicas (CULIK, 2004, ROCHA-CAMPOS et al., 2011; SICILIANO et al., 2006). No Brasil, ocorre ao longo de toda a costa, assim como em ilhas oceânicas como o Arquipélago de São Pedro e São

Paulo, Atol das Rocas e a Ilha de Trindade, havendo registros de avistamentos que confirmam sua ocorrência em todas as bacias marítimas da área suscetível ao toque de óleo (SIMMAM, 2019). Estudos realizados na região sul do Brasil indicam que as populações da espécie são formadas, majoritariamente, por indivíduos residentes (SIMÕES-LOPES & FABIAN, 1999). Com isso, considera-se que as populações oceânicas e costeiras sejam geneticamente divergentes (CULIK, 2004; ROCHA-CAMPOS et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2008).

O golfinho-pintado-pantropical (*Stenella attenuata*) possui distribuição circunglobal em águas tropicais e temperadas quentes, principalmente onde a temperatura superficial da água é superior a 25°C (CULIK, 2004). No litoral brasileiro, apresenta preferência por águas profundas, com avistamentos geralmente entre 500 e 4.900 m de profundidade e em áreas com temperatura superficial da água entre 26 e 28°C (MORENO et al., 2005; SICILIANO et al., 2006). A espécie possui ocorrência através de avistamentos ao longo de todo o território nacional, incluindo todas as bacias marítimas da área suscetível ao toque de óleo, assim como o entorno de ilhas oceânicas, como Fernando de Noronha, em todas as épocas do ano (AMARAL et al., 2013; MAIA-NOGUEIRA et al., 2000; MEDEIROS, 2006; MORENO et al., 2005; ROSSI-SANTOS et al., 2009; SOUTO et al., 2007, SIMMAM, 2019). A maior concentração de registros da espécie ocorre na costa nordeste, especialmente na região oceânica entre os estados de Paraíba e Rio Grande do Norte (AMARAL et al., 2013; MORENO et al., 2005).

O golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) ocorre em águas tropicais e subtropicais em todos os oceanos (CULIK, 2004, ROCHA-CAMPOS et al., 2011). No Brasil, a espécie é encontrada em águas costeiras profundas, no talude e em águas oceânicas, sendo avistado em batimetrias entre 170 e 2.700 m, mas com preferência por profundidades inferiores a 1.000 m (AMARAL et al., 2013; MORENO et al., 2005; ROCHA-CAMPOS et al., 2011; ZERBINI et al., 2004b). Possui uma grande população residente no Arquipélago de Fernando de Noronha (CARLI, 2012; MORENO et al., 2005; SILVA-JR., 2005, 2009, 2010; SILVA-JR. et al., 2005; TISCHER, 2011). Na costa brasileira, existem registros de avistamentos, encalhes e capturas acidentais do Rio Grande do Sul até o Amapá e ao longo de todas as estações do ano, sendo que, na área suscetível ao toque

de óleo, a ocorrência da espécie é confirmada através de avistamentos para todas as bacias marítimas (SIMMAM, 2019).

Com base nas informações levantadas, foi possível identificar e mapear na área suscetível ao toque por óleo duas áreas de concentração do boto-cinza e três áreas de ocorrência ou concentração do boto-cor-de-rosa. Tais áreas são apresentadas no **Quadro II.4.4-1** a seguir e foram incorporadas nos mapas de vulnerabilidade deste estudo (**Mapas 1 a 4 - Apêndice 1**). Os cálculos de vulnerabilidade para a áreas de cetáceos suscetíveis ao óleo são apresentados no **Quadro II.4.4-2**.

**Quadro II.4.4-1 - Áreas de concentração, alimentação e reprodução de cetáceos na região suscetível ao toque de óleo, no Amapá, Pará e Maranhão.**

Localidade	Município	UF	Espécie	Atividades realizadas	Referências
Rio Cassiporé	Calçoene, Oiapoque	AP	<i>Inia geoffrensis</i> (boto-cor-de-rosa)	Ocorrência	Siciliano et al. (2008)
Igarapé Piranhas	Amapá, Cutias	AP	<i>Inia geoffrensis</i> (boto-cor-de-rosa)	Concentração	Melo (2006)
Baía de Marajó	vários	PA	<i>Inia geoffrensis</i> (boto-cor-de-rosa)	Ocorrência	Siciliano et al. (2008)
Baía de Marapanim	Marapanim	PA	<i>Sotalia guianensis</i> (boto-cinza)	Concentração (alimentação e reprodução)	Emin-Lima et al. (2006), Siciliano et al. (2008)
Baía de Emboraí	Augusto Corrêa	PA	<i>Sotalia guianensis</i> (boto-cinza)	Concentração (alimentação e reprodução)	Siciliano et al. (2008), Torres & Beasley (2003)

Estudos indicam que a taxa de mortalidade de cetáceos em caso de contato direto com óleo proveniente de derramamentos é baixa, de apenas 0,1% (FRENCH-MCCAY, 2009). No entanto, mesmo que o contato com o óleo não seja letal, as populações afetadas podem desenvolver problemas relativos à reprodução, alimentação, coesão do grupo e saúde dos animais (WÜRSIG, 1990). Outros possíveis impactos incluem a inalação do óleo e de seus subprodutos voláteis, que podem causar doenças do sistema respiratório como enfisema e pneumonia; o contato direto com o óleo pode causar queimadura química e irritação das mucosas da boca e olhos, deixando o animal suscetível a infecções; e a ingestão do óleo pode desencadear o surgimento de úlceras, hemorragias internas e diarreias (OBER, 2010). A inalação ou ingestão dos hidrocarbonetos também pode prejudicar o funcionamento do fígado e rins, resultando em anemia



e imunossupressão. Caso o óleo atinja as barbatanas (no caso dos mysticetos), pode ocorrer a diminuição da eficiência de captura de alimento. Efeitos negativos também podem ocorrer sobre a atividade reprodutiva desses animais, através do aumento da morte de embriões, da diminuição das taxas de sobrevivência de jovens e do aumento do abandono de filhotes pelas mães (IPIECA, 2004).

Sabe-se que os cetáceos têm a capacidade de detectar e até mesmo evitar regiões atingidas por óleo ou outros efluentes, e que suas capacidades de apneia e de natação permitem que os animais se afastem do local afetado (GERACHI et al., 1983; SMITH et al., 1983). No entanto, a fuga pode não ocorrer em todos os casos, dependendo da espessura da mancha, do tipo de óleo presente e de seu grau de intemperismo, além da extensão da área afetada (SMULTEA & WURSIG, 1995). A permanência dos animais em áreas contaminadas por óleo pode se dar pela necessidade de ali se alimentarem ou de interagirem socialmente com outros indivíduos da mesma espécie, no caso de espécies costeiras territorialistas.

Por outro lado, mesmo considerando-se que o contato com o óleo ocorra, a epiderme dos cetáceos atua como eficiente barreira para substâncias nocivas presentes no petróleo, sendo quase impenetrável até mesmo aos seus componentes mais voláteis, e mesmo quando a pele é rompida, a exposição ao óleo bruto não impede o processo de cicatrização (GERACI & ST. AUBIN, 1988). Além disso, a ausência de pelos diminui a aderência do óleo; e a presença de uma camada de gordura para isolamento térmico diminui a suscetibilidade aos efeitos térmicos do revestimento do óleo (GERACI, 1990).

O reduzido tamanho das populações, associado à maturidade sexual tardia, reduzidas taxas de crescimento e baixo número da prole, resultam em uma baixa resiliência para este grupo, tipicamente K estrategista. Adicionalmente, o grupo possui espécies com variados “status” de conservação, contribuindo para que os cetáceos possam ser definidos como componentes de alta sensibilidade.

A área potencialmente atingida por óleo, de acordo com as modelagens, se sobrepõe a duas áreas de concentração do boto-cinza em baías na região costeira do Pará, a Baía de Emboraí e Baía de Marapanim. A área potencialmente atingida por óleo também se sobrepõe a três áreas de ocorrência ou concentração do boto-cor-de-rosa, em baías e regiões estuarinas no Amapá e Pará, no Rio Cassiporé, no Igarapé Piranhas e na Baía de Marajó. As duas

localidades com maiores probabilidades de toque são a Baía de Marajó e a Baía de Marapanim. A Baía do Marajó possui média probabilidade de toque no inverno e baixa probabilidade de toque no verão, conferindo a este local alta vulnerabilidade no inverno e média vulnerabilidade no verão. A Baía de Marapanim possui baixa probabilidade de toque no inverno (média vulnerabilidade) e média probabilidade de toque no verão (alta vulnerabilidade) (**Quadro II.4.4-2**). O Rio Cassiporé e a Baía do Emboraí não apresentam vulnerabilidade no inverno e possuem baixa probabilidade de toque no verão (média vulnerabilidade). Por fim, o Igarapé Piranhas possui baixa probabilidade de toque (média vulnerabilidade) em ambas as estações do ano avaliadas.

**Quadro II.4.4-2** - Índice de vulnerabilidade ambiental para a comunidade biológica Cetáceos (locais de concentração de boto-cinza), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo.

UF	Município	Localidade	Sensibilidade	Inverno		Verão	
				%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Calçoene, Oiapoque	Rio Cassiporé	Alta	0,00	n/a	7,69	Média
	Amapá, Cutias	Igarapé Piranhas		10,00	Média	0,66	Média
PA	vários	Baía de Marajó		40,66	Alta	24,75	Média
	Marapanim	Baía de Marapanim		10,33	Média	42,81	Alta
	Augusto Corrêa	Baía de Emboraí		0,00	n/a	26,76	Média

## II.4.5 Sirênios

A área suscetível ao toque por óleo abriga as duas espécies de sirênios brasileiras: o peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus manatus*), na região marinha rasa, em baías e estuários; e o peixe-boi-da-Amazônia (*Trichechus inunguis*), na região estuarina da foz dos rios Amazonas e Pará.

O peixe-boi-marinho (*Trichechus m. manatus*) possui entre 2,5 e 4 m e pesa entre 200 e 600 kg (HUSAR, 1977). Sua distribuição se dá em ambientes costeiros rasos e estuarinos, e sua ocorrência está associada à presença de bancos de gramíneas, em locais de águas calmas onde encontram condições propícias ao descanso, criação dos filhotes e pastoreio (PALUDO, 1997). Outra variável que parece ser relevante para a escolha do habitat são as fontes de água



doce, conhecidas também como “olhos d’água” ou “olheiros” (LEFEBVRE et al., 2001; ALVES, 2007). Apesar de preferir águas rasas, com até 5 m de profundidade, o limite batimétrico considerado para delimitação da área de ocorrência do peixe-boi-marinho é de 12 m, uma vez que esta é a faixa onde se concentram os registros de visualização da espécie (e.g. ALVES, 2013; ALVES et al., 2013a; BOROBIA & LODI, 1992; COSTA, 2006; PALUDO & LANGGUTH, 2002). Este é também o limite batimétrico estabelecido na Instrução Normativa Conjunta IBAMA/ICMBIO nº 02, de 21/11/2011, como área de restrição permanente da atividade de aquisição de dados sísmicos. O peixe-boi-marinho é uma espécie considerada “em perigo” segundo a lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014) e “vulnerável” em nível internacional (IUCN, 2019). Essa espécie é classificada como “criticamente em perigo” na Lista de Espécies Ameaçadas no Estado do Pará (Resolução COEMA 054/2007).

Já o peixe-boi-da-Amazônia (*Trichechus inunguis*) atinge no máximo 3 m de comprimento e pesa até 450 kg (ANDRADE et al., 2011). Ocorre nas águas fluviais da Bacia Amazônica, alcançando ainda a porção mais baixa da Bacia do Rio Tocantins e, nas porções estuarinas da foz dos Rios Amazonas e Pará, encontra seu limite de distribuição (ANDRADE et al., 2011). São considerados animais solitários, apesar de ocorrerem grupos de até oito indivíduos em áreas de alimentação (ANDRADE et al., 2011). Assim como outras espécies aquáticas amazônicas, seu período reprodutivo é fortemente associado ao ciclo hidrológico regional, sendo que a maior parte dos nascimentos ocorre na estação de cheia dos rios (entre fevereiro e maio), quando as plantas aquáticas são mais abundantes, conseguindo fornecer maior energia para as fêmeas lactantes (BEST, 1982). Cada gestação dura entre 11 e 12 meses, sendo gerado apenas um filhote por vez (NASCIMENTO et al., 2002). É considerado como “vulnerável” a extinção tanto na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014), quanto na lista internacional da IUCN (2019). Também é classificado como “em perigo” na Lista de Espécies Ameaçadas no Estado do Pará (Resolução COEMA 054/2007).

Na área suscetível ao óleo, a ocorrência do peixe-boi-da-Amazônia está restrita à região da foz do Rio Amazonas, desde a Baía de Marajó, no Pará, até o

braço norte do Amazonas, no Amapá (LUNA, 2001; LUNA et al., 2008b, 2010; SICILIANO et al., 2008; SIMMAM, 2019).

Já com relação à distribuição do peixe-boi-marinho, este ocorre de forma descontínua no litoral brasileiro do Amapá até Alagoas (ANDRADE et al., 2011). A área suscetível ao toque de óleo intercepta duas áreas de distribuição do peixe-boi-marinho: 1- entre o Golfão Maranhense-MA e a Ilha dos Camaleões-PA (ANDRADE et al., 2011; LUNA, 2001; LUNA et al., 2008a, 2008b, 2010; SIMMAM, 2019); e 2- entre o Rio Amapá e o Rio Oiapoque, municípios de Calçoene e Oiapoque-AP (ANDRADE et al., 2011; LUNA, 2001; LUNA et al., 2008a; 2008b; 2010; SIMMAM, 2019). Salienta-se que, no caso da primeira área, apenas uma parte dela está suscetível ao contato com o óleo de acordo com as modelagens, que é a região entre Cândido Mendes-MA e a Ilha dos Camaleões-PA. Já na região mais a leste, entre Cândido Mendes e o Golfão maranhense, não existe probabilidade de toque por óleo, de acordo com as modelagens.

O **Quadro II.4.5-1** apresenta as áreas de ocorrência das espécies de peixes-boi interceptadas pela área suscetível ao contato por óleo, sendo duas áreas para o peixe-boi-marinho e uma para o peixe-boi-da-Amazônia.

**Quadro II.4.5-1 - Áreas de ocorrência de sirênios na região suscetível ao toque de óleo, no Amapá, Pará e Maranhão.**

Localidade	Município	UF	Espécie	Atividades realizadas	Referências
Rio Amapá ao Rio Oiapoque	Calçoene, Oiapoque	AP	<i>Trichechus m. manatus</i> (peixe-boi-marinho)	Área de ocorrência preferencial (alimentação e reprodução)	Andrade et al. (2011), Luna (2001), Luna et al. (2008a, 2008b, 2010)
Região estuarina dos rios Amazonas e Pará	Vários	AP, PA	<i>Trichechus inunguis</i> (peixe-boi-da-Amazônia)	Área de ocorrência (alimentação e reprodução)	Luna (2001), Luna et al. (2008b, 2010), SIMMAM (2019)
Golfão Maranhense à Ilha dos Camaleões	Vários	PA, MA	<i>Trichechus m. manatus</i> (peixe-boi-marinho)	Área de ocorrência preferencial (alimentação e reprodução)	Andrade et al. (2011), Luna (2001), Luna et al. (2008a, 2008b, 2010), SIMMAM (2019)

Os peixes-boi apresentam capacidade natatória limitada quando comparados a outros mamíferos marinhos. Os deslocamentos do peixe-boi-marinho são

geralmente feitos com velocidade média de 5 a 8 km/h, mas a espécie pode alcançar até 30 km/h em deslocamentos de curta distância (HARTMAN, 1979). A respiração pulmonar dessas espécies faz com que tenham necessidade de alcançar a superfície frequentemente (ANDRADE et al., 2011). No caso do peixe-boi-da-Amazônia, sabe-se que, apesar de terem capacidade para mergulhos de mais de 10 minutos, normalmente não ficam mais do que 2 minutos sem respirar na superfície (GALLIVAN & BEST, 1981). Além disso, por possuírem um metabolismo lento, passam longos períodos do dia descansando na superfície (de 2 a 12 horas por dia, no caso da espécie marinha), e, mesmo quando submersos, ocorrem em águas rasas, permanecendo na maior parte do tempo bastante próximos à superfície (ANDRADE et al., 2011; HUSAR, 1978; REYNOLDS et al., 2009). Essas características naturais tornam os sirênios particularmente suscetíveis ao contato com óleo caso um derramamento atinja suas áreas de ocorrência.

Com relação aos efeitos do óleo, a quantidade de dados disponíveis para os peixes-boi é limitada e referente apenas à espécie marinha, mas dada a grande similaridade entre as duas espécies, considera-se que apresentem respostas similares na caso de uma eventual exposição ao óleo.

O óleo, em contato direto com o corpo desses animais, assim como sua fração volátil, se inalada, pode causar irritação das mucosas dos olhos e vias respiratórias, possivelmente levando a congestão pulmonar ou até pneumonia. A exposição prolongada da pele ao óleo pode causar lesões e infecções (DOW, 2016). Potenciais efeitos de longo prazo podem incluir disfunções de órgãos internos e supressão do sistema imunológico (DOW, 2016). Tal situação pode ser agravada no caso de contato com filhotes, ou fêmeas em período de gestação e amamentação, quando o filhote poderia ingerir o óleo aderido ao corpo da mãe (DOW, 2016). Como os peixes-boi se alimentam em bancos de macrófitas e algas localizados em áreas rasas, caso o óleo alcance os locais de alimentação e se deposite nesses bancos, pode ser ingerido e causar disfunções gastrointestinais (DOW, 2016).

Tais efeitos podem também incidir sobre filhotes em período de amamentação, quando o filhote pode ingerir o óleo aderido ao corpo da mãe, sendo que tal situação pode gerar impacto efetivo sobre as populações, dada a

baixa taxa reprodutiva da espécie (ROSAS, 1994). Devido à espessura da pele, entremeada por uma espessa camada de gordura, e à ausência de pelos, a exposição direta ao óleo provavelmente não causaria efeitos significativos sobre a termorregulação (GERACI, 1990).

O tamanho reduzido das populações, associado à maturidade sexual tardia, reduzidas taxas de crescimento e baixo número da prole (ANDRADE et al., 2011; REYNOLDS et al., 2009; ROSAS, 1994), resultam em uma baixa resiliência para as espécies desse grupo. Somada ao “status” de conservação das espécies, os sirênios foram definidos como um grupo de **alta sensibilidade**.

Conforme apresentado no **Quadro II.4.5-2** a seguir, duas áreas de ocorrência do peixe-boi-marinho e uma área do peixe-boi-da-Amazônia estão na área suscetível. Todas estas áreas apresentam alta vulnerabilidade em ambas as estações, verão e inverno.

**Quadro II.4.5-2** - Índice de vulnerabilidade ambiental para a comunidade biológica Sirênios (áreas de ocorrência do peixe-boi-marinho e do peixe-boi-da-Amazônia), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo.

UF	Município	Localidade	Sensibili- dade	Inverno		Verão	
				%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Calçoene, Oiapoque	Rio Amapá ao Rio Oiapoque	Alta	49,30	Alta	41,13	Alta
PA, MA	vários	Golfão Maranhense à Ilha dos Camaleões		49,33	Alta	75,92	Alta
PA	Macapá a São Caetano de Odivelas	Desembocadura Rio Amazonas	Alta	72,30	Alta	41,80	Alta

## II.4.6 Aves marinhas

Dentre as aves marinhas, podem ser discriminados dois grandes grupos com áreas de ocorrência e características biológicas e ecológicas distintas, as aves costeiras e as aves oceânicas ou pelágicas (COELHO et al., 1990). A diferença mais notável entre estes grupos é em relação aos ambientes em que ocorrem (costeiro e oceânico), embora exista certa sobreposição, com espécies que utilizam ambos os compartimentos (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Entretanto, esta não é a única diferença, existindo também variação nos hábitos e ciclos de vida. Dessa forma, não apenas a probabilidade de interação com o óleo, em um eventual derramamento, difere entre estes grupos, mas também os impactos que suas populações podem sofrer, em função de particularidades de seus ciclos biológicos ou preferências ecológicas. Além disso, a grande heterogeneidade de espécies e comportamentos abrangidos pelas aves marinhas implica em uma diversidade de funções ecológicas sendo exercidas por seus membros. O fato de terem representantes ao longo de toda a cadeia trófica, desde planctívoros a predadores de topo, reforça a importância do grupo para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas costeiros e marinhos (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Deve ser igualmente destacada a presença de espécies ameaçadas, endêmicas e migratórias, tanto costeiras, como oceânicas, na área suscetível ao toque de óleo.

As aves costeiras, em associação a uma maior disponibilidade de recursos dos ambientes litorâneos e neríticos, em geral possuem ciclos de vida mais curtos e maiores taxas reprodutivas. Por outro lado, as aves oceânicas, que geralmente ocupam ambientes em que os recursos são mais escassos e dispersos, possuem ciclos de vida mais longos, baixas taxas reprodutivas e passam grande parte da vida em voo, sobre a água, na busca por alimento (INCHAUSTI & WEIMERSKIRCH, 2002; WEIMERSKIRCH & GUIONNET, 2002). Eventualmente, agregam-se em grandes números em ilhas oceânicas para se reproduzirem, entretanto, mesmo durante esse período, deslocam-se por grandes distâncias entre os ninhos e as áreas de alimentação (COULSON, 2001). De forma geral, as aves marinhas costeiras são representadas pelas garças, patos, saracuras, biguás, atobás, batuíras, maçaricos, dentre outros. Já as aves oceânicas são

representadas principalmente por membros da ordem Procellariiformes, como os albatrozes, petréis, painhos, pardelas, bobos e grazinas. Para as bacias marítimas da área suscetível ao toque de óleo, existem registros de 198 espécies de aves marinhas, sendo 177 espécies costeiras e 21 espécies pelágicas.

Considerando-se as espécies migratórias de aves marinhas costeiras, a maior parte nidifica no hemisfério norte e são, em sua maioria, aves limícolas que buscam alimento em áreas úmidas ou alagadas durante suas rotas migratórias (ICMBIO, 2016; VALENTE et al., 2011). Estes animais pertencem à ordem Charadriiformes, famílias Scolopacidae (maçaricos) e Charadriidae (batuínas), e possuem uma rota migratória identificada ao longo da costa na área suscetível ao toque de óleo (ANTAS, 1983; ICMBIO, 2013). Dessa forma, essas aves oriundas do hemisfério norte estão presentes na área suscetível ao toque de óleo durante o inverno boreal (verão local), embora haja grande variação nos períodos de ocorrência. Além das aves limícolas da ordem Charadriiformes, também existem registros de espécies migrantes do norte para outras ordens, como um pato anatídeo (*Anas discors*), cagarras e pardelas da ordem Procellariiformes (como *Calonectris borealis*, *Puffinus puffinus* e *Oceanodroma leucorhoa*), mandriões da família Stercorariidae (como *Stercorarius skua*, *S. pomarinus* e *S. parasiticus*), gaivotas (como *Leucophaeus atricilla* e *L. pipixcan*), aves rapinantes (*Pandion haliaetus* e *Falco peregrinus*) e até passeriformes (*Riparia riparia* e *Hirundo rustica*).

Diversas áreas de concentração das aves costeiras estão incluídas na área suscetível ao toque de óleo, sendo a maioria delas utilizada como área de internada por aves limícolas neárticas. Nos estados do Maranhão e Pará, a região entre as Reentrâncias Maranhenses e o Salgado Paraense é considerada uma das mais importantes do país para as espécies migratórias costeiras, tendo sido identificadas diversas áreas de concentração dessas espécies nessa porção do litoral (ICMBIO, 2016; RODRIGUES, 2007). Ainda no estado do Pará, o Arquipélago de Marajó é considerado uma importante área de concentração de aves costeiras (LIMA et al., 2010; VALENTE, 2011). Por fim, no estado do Amapá também foram identificadas algumas áreas de alimentação utilizadas por espécies migratórias costeiras, como a Ilha do Parazinho (RODRIGUES, 2007; SERRANO,



2011; ICMBIO, 2016), a Reserva Biológica do Lago Piratuba (DE LUCA et al., 2009) e o Parque Nacional do Cabo Orange (DE LUCA et al., 2009).

Ao contrário das aves costeiras, o grupo das espécies oceânicas é mais restrito, composto por representantes de três ordens e cinco famílias. A maioria das espécies pertence à ordem Procellariiformes (25 espécies de albatrozes, pardelas, grazinas e painhos). Também estão incluídas, ainda, duas espécies da ordem Phaetontiformes (rabos-de-palha do gênero *Phaeton*) e cinco espécies da ordem Charadriiformes, família Stercorariidae (mandriões do gênero *Stercorarius*).

A maior parte destas espécies é visitante esporádica, com hábitos migratórios, provenientes tanto do norte como do sul. Por outro lado, apenas três são consideradas residentes no Brasil, por se reproduzirem em território nacional e terem registros ao longo de todo o ano (CBRO, 2015), embora não se reproduzam na área suscetível ao óleo. O Brasil conta com diversas ilhas oceânicas utilizadas para a reprodução de aves oceânicas, ou descanso durante invernações e deslocamentos migratórios, como o Atol das Rocas, Fernando de Noronha, Arquipélago de São Pedro e São Paulo, a Ilha de Trindade e Arquipélago de Martim Vaz (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Essas ilhas, entretanto, não estão na área suscetível ao toque de óleo.

As espécies migratórias de aves oceânicas provenientes das porções extremas do hemisfério sul utilizando o mar territorial brasileiro como área de invernagem (ANTAS, 1983; VOOREN & BRUSQUE, 1999; ICMBIO, 2013). O padrão de migração e nidificação dessas espécies é semelhante, aparecendo no Brasil entre os meses de maio e setembro e retornando para o extremo sul do continente americano para se reproduzirem no verão (NEVES et al., 2006). Parcela majoritária das espécies migrantes de regiões antárticas não alcança porções tropicais do país e tem, no geral, o litoral fluminense como limite setentrional de sua área de migração. Já outras espécies, como a pardela-escura (*Puffinus griseus*), a pardela-de-barrete (*Puffinus gravis*), o alma-de-mestre (*Oceanites oceanicus*), o mandrião-do-sul (*Stercorarius maccormicki*), entre outros, apresentam ocorrência frequente também nas regiões mais quentes do litoral brasileiro, incluindo a área suscetível (CBRO, 2015; BIRDLIFE, 2016).

Já com relação às aves oceânicas migratórias provenientes do hemisfério norte, os representantes da ordem Procellariiformes (*Bulweria bulwerii*, *Calonectris*



*borealis*, *Puffinus puffinus* e *Oceanodroma leucorhoa*) nidificam em ilhas da zona temperada entre as Ilhas de Cabo Verde e Islândia, incluindo as Ilhas Selvagens, nos Açores, as Ilhas Canárias e Arquipélago da Madeira (VOOREN; BRUSQUE, 1999). Outras três espécies, os mandriões da família Stercorariidae (*Stercorarius skua*, *S. pomarinus* e *S. parasiticus*), nidificam na tundra antártica (VOOREN; BRUSQUE, 1999). Estudos de telemetria mostram que rotas migratórias percorridas por determinadas espécies oceânicas provenientes do hemisfério norte cobrem vastas regiões do Atlântico Sul, incluindo a porção oceânica da costa norte brasileira, na área suscetível ao toque de óleo, como evidenciado para *Calonectris diomedea borealis* (= *Calonectris borealis*) e *Puffinus puffinus* (GONZÁLEZ-SOLÍS ET AL., 2007; GUILFORD ET AL., 2008).

A partir das informações levantadas, foi realizado um mapeamento das áreas de concentração, alimentação, reprodução e das rotas migratórias de aves marinhas. As áreas existentes na região de Cândido Mendes-MA a Oiapoque-AP, correspondente à área com probabilidade de toque por óleo, são apresentadas no **Quadro II.4.6-1** a seguir e foram incorporadas nos mapas de vulnerabilidade deste estudo (**Mapas 1 a 4 - Apêndice 1**). Os cálculos de vulnerabilidade para as áreas de áreas suscetíveis ao óleo são apresentados no **Quadro II.4.6-2**.

**Quadro II.4.6-1** - Áreas de concentração, alimentação e rotas migratórias de aves marinhas na região suscetível ao toque de óleo, no Amapá, Pará e Maranhão.

Área	Município	UF	Espécies identificados e atividades realizadas	Referências
Parque Nacional do Cabo Orange	Calçoene e Oiapoque	AP	Área de alimentação de <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Tringa flavipes</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Dendrocygna autumnalis</i> , <i>Dendrocygna viduata</i> , <i>Cairina moschata</i> , <i>Anas discors</i> , <i>Leucophaeus atricilla</i> , <i>Buteogallus aequinoctialis</i> , <i>Pandion haliaetus</i> , <i>Falco peregrinus</i> , <i>Hirundo rustica</i> , <i>Setophaga petechia</i> / Área de reprodução de <i>Ardea alba</i> , <i>Butorides striata</i> , <i>Egretta caerulea</i> , <i>Egretta thula</i> , <i>Platalea ajaja</i> , <i>Ciconia maguari</i> , <i>Jabiru mycteria</i> , <i>Mycteria americana</i> / Área de alimentação e reprodução de <i>Phoenicopterus ruber</i> , <i>Eudocimus ruber</i> .	(DE LUCA et al., 2009; SOUZA et al., 2008)
Praia de Goiabal	Calçoene	AP	Área de alimentação de <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Phoenicopterus ruber</i> , <i>Buteogallus aequinoctialis</i> / Área de reprodução de <i>Eudocimus ruber</i>	(DE LUCA et al., 2009; RODRIGUES, 2007; RODRIGUES; CARVALHO, 2011a; RODRIGUES et al., 2008; ICMBIO, 2016a)

Área	Município	UF	Espécies identificados e atividades realizadas	Referências
Reserva Biológica do Lago Piratuba	Amapá	AP	Área de alimentação de <i>Calidris alba</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Calidris minutilla</i> , <i>Calidris pusilla</i> e <i>Hirundo rustica</i> / Área de alimentação e reprodução de <i>Eudocimus ruber</i> , <i>Dendrocygna autumnalis</i> / Área de concentração de <i>Aramides cajaneus</i> , <i>Conirostrum bicolor</i>	(AGUIAR et al., 2010; DE LUCA et al., 2009)
Estação Ecológica Maracá-Jipioca	Amapá	AP	Área de concentração de espécies: <i>Pandion haliaetus</i> , <i>Falco peregrinus</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Actitis macularius</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Leucophaeus atricilla</i> , <i>Sternula antillarum</i> , <i>Sterna hirundo</i> / Área de alimentação de <i>Phoenicopterus ruber</i>	(DE LUCA et al., 2009; XAVIER, BOSS, 2011)
Ilha do Parazinho	Macapá	AP	Área de alimentação de <i>Charadrius collaris</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Actitis macularius</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Calidris minutilla</i> , <i>Calidris fuscicollis</i>	(RODRIGUES, 2007; SERRANO, 2011a; ICMBIO, 2016a)
Braço Norte do Rio Amazonas	Macapá	AP	Área de alimentação de <i>Calidris pusilla</i> , <i>Calidris minutilla</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Tringa solitaria</i> , <i>Dendrocygna autumnalis</i> , <i>Ardea alba</i> , <i>Nannopterum brasilianus</i>	(CAMPOS; NAIFF; ARAÚJO, 2008; MARTINS, 2009; SILVA et al., 2014)
Arquipélago de Marajó	Chaves, Santa Cruz do Arari, Soure, Salvaterra, Cachoeira do Arari, Ponta de Pedras, Muaná, Afuá, Anajás, São Sebastião da Boa Vista, Curralinho e Breves	PA	Área de alimentação de <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris fuscicollis</i> , <i>Calidris minutilla</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Numenius hudsonicus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Pluvialis dominica</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Tringa flavipes</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> , <i>Tringa semipalmata</i> , <i>Tringa solitaria</i> , <i>Sterna hirundo</i> , <i>Sternula antillarum</i> , <i>Sterna paradisaea</i> , <i>Gelochelidon nilotica</i> , <i>Pandion haliaetus</i> , <i>Hirundo rustica</i> / Área de alimentação e reprodução de <i>Charadrius collaris</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Himantopus mexicanus</i> , <i>Laterallus jamaicensis</i> , <i>Eudocimus ruber</i> , <i>Platalea ajaja</i> , <i>Ciconia maguari</i> , <i>Egretta caerulea</i> , <i>Egretta tricolor</i> , <i>Pilherodius pileatus</i> , <i>Nyctanassa violacea</i> , <i>Sternula supercilialis</i> , <i>Rynchops niger</i> , <i>Leucophaeus atricilla</i> , <i>Phaetusa simplex</i> , <i>Buteogallus aequinoctialis</i> , <i>Urubitinga urubitinga</i> , <i>Chloroceryle aenea</i> , <i>Chloroceryle inda</i> , <i>Cairina moschata</i> .	(IBP, 2016, LIMA et al., 2010; VALENTE, 2011)
Belém	Belém	PA	Área de alimentação de <i>Pandion haliaetus</i> , <i>Falco peregrinus</i> , <i>Laterallus jamaicensis</i> , <i>Pluvialis dominica</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Bartramia longicauda</i> , <i>Actitis macularius</i> , <i>Tringa solitaria</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> , <i>Calidris minutilla</i> , <i>Hirundo rustica</i> .	(SILVA, 2011)
Praia Romana	Curuça	PA	Área de alimentação de <i>Calidris pusilla</i>	(RODRIGUES, 2007)
Praia Grande	Curuça	PA	Área de alimentação de <i>Calidris pusilla</i>	(RODRIGUES, 2007)
Ilha de Santa Rosa	Curuça	PA	Área de concentração de <i>Eudocimus ruber</i>	(RODRIGUES, 2007)
Ilha do Algodoal	Maracanã	PA	Área de alimentação de <i>Leucophaeus atricilla</i>	(LIMA et al., 2010)
Praia de Suar Suar	Maracanã	PA	Área de concentração de <i>Nannopterum brasilianus</i>	(RODRIGUES, 2007)

Área	Município	UF	Espécies identificados e atividades realizadas	Referências
Praia do Maia	Maracanã	PA	Área de alimentação de <i>Limnodromus griseus</i>	(RODRIGUES, 2007)
Vila do Penha	Maracanã	PA	Área de alimentação de <i>Calidris pusilla</i>	(RODRIGUES, 2007)
Praia do Maçarico	Salinópolis	PA	Área de alimentação de <i>Calidris pusilla</i>	(RODRIGUES, 2007)
Salgado Paraense	Marapanim, Magalhães Barata, Maracanã, Salinópolis, Santarém Novo, São João de Pirabas, Primavera, Quatipuru, Tracuateua, Bragança, Augusto Corrêa	PA	Área de alimentação de <i>Actitis macularius</i> , <i>Aramides mangle</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Calidris fuscicollis</i> , <i>Calidris himantopus</i> , <i>Calidris minutilla</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Charadrius collaris</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Himantopus mexicanus</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Numenius hudsonicus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Pluvialis dominica</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Tringa flavipes</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> , <i>Tringa semipalmata</i> , <i>Tringa solitaria</i> , <i>Vanellus chilensis</i> , <i>Leucophaeus atricilla</i> , <i>Phaetusa simplex</i> , <i>Sterna hirundo</i> , <i>Sternula superciliaris</i> , <i>Thalasseus acutiflavus</i> , <i>Anas discors</i> , <i>Nannopterum brasilianus</i> , <i>Ardea alba</i> , <i>Butorides striata</i> , <i>Egretta caerulea</i> , <i>Egretta thula</i> , <i>Eudocimus ruber</i> , <i>Nyctanassa violacea</i> , <i>Cathartes aura</i> , <i>Cathartes burrovianus</i> , <i>Coragyps atratus</i> , <i>Conirostrum bicolor</i> .	(RODRIGUES; CARVALHO, 2011b; LEES; THOMPSON; MOURA, 2014)
Praia do Maciel	Tracuateua	PA	Área de alimentação de <i>Leucophaeus atricilla</i>	(RODRIGUES, 2007)
Lombo Grande	Bragança	PA	Área de alimentação de <i>Leucophaeus atricilla</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> e <i>Limnodromus griseus</i>	(RODRIGUES, 2007)
Ilha da Canela	Bragança	PA	Área de alimentação de <i>Leucophaeus atricilla</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Charadrius collaris</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Limosa fedoa</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> e <i>Tringa semipalmata</i>	(KOBER; BAIRLEIN, 2006)
Ajuruteua	Bragança	PA	Área de alimentação de <i>Leucophaeus atricilla</i>	(LIMA et al., 2010)
Ilha do Meio	Augusto Corrêa	PA	Área de alimentação de <i>Numenius phaeopus</i> e <i>Tringa semipalmata</i>	(RODRIGUES, 2007)
Ilha de Carauaçú	Augusto Corrêa	PA	Área de alimentação de <i>Leucophaeus atricilla</i>	(RODRIGUES, 2007)
Lombo do Murici	Augusto Corrêa	PA	Área de alimentação de <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Calidris pusilla</i> e <i>Calidris canutus</i>	(RODRIGUES, 2007)
Ponta do Gato	Viseu	PA	Área de alimentação de <i>Eudocimus ruber</i> e <i>Rynchops niger</i>	(RODRIGUES, 2007)
Ponta do Bode	Viseu	PA	Área de alimentação de <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Calidris pusilla</i> e <i>Calidris alba</i>	(RODRIGUES, 2007)
Lombo Grande	Viseu	PA	Área de alimentação de <i>Leucophaeus atricilla</i>	(RODRIGUES, 2007)
Croa Criminosa	Viseu	PA	Área de alimentação de <i>Leucophaeus atricilla</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris canutus</i> e <i>Calidris alba</i>	(RODRIGUES, 2007)
Divisa Para/Maranhão	Carutapera e Viseu	PA, MA	Área de alimentação de <i>Leucophaeus atricilla</i>	(LIMA et al., 2010)

Área	Município	UF	Espécies identificados e atividades realizadas	Referências
Reentrâncias maranhenses	Carutapera, Luís Domingues, Godofredo Viana, Cândido Mendes, Turiaçu, Bacuri, Apicum-açu, Cururupu, Serrano do Maranhão, Porto Rico do Maranhão, Cedral, Guimarães, Central do Maranhão, Bequimão, Alcântara, Bacurituba	MA	Área de alimentação de <i>Actitis macularius</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Calidris fuscicollis</i> , <i>Calidris minutilla</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Pluvialis dominica</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Tringa flavipes</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> , <i>Tringa semipalmata</i> , <i>Tringa solitária</i> .	SERRANO (2011b)
Ponta Seca	Apicum-Açu	MA	Área de alimentação de <i>Limnodromus griseus</i>	(RODRIGUES; CARVALHO, 2011c)
RESEX de Cururupu	Cururupu	MA	Área de alimentação de <i>Actitis macularius</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Calidris fuscicollis</i> , <i>Calidris minutilla</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Pluvialis dominica</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Tringa flavipes</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> , <i>Tringa semipalmata</i> , <i>Tringa solitária</i> , <i>Leucophaeus atricilla</i>	(RODRIGUES; CARVALHO, 2011c; ICMBIO, 2016b)
Ilha de Maiaú	Cururupu	MA	Área de alimentação de <i>Calidris pusilla</i> , <i>Tringa semipalmata</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Egretta thula</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Leucophaeus atricilla</i> , <i>Sternula antillarum</i> , <i>Gelochelidon nilotica</i>	(RODRIGUES, 2007)
Ilha do Cajual	Alcântara	MA	Área de alimentação de <i>Actitis macularius</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Calidris fuscicollis</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Tringa flavipes</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> / Área de reprodução de <i>Eudocimus ruber</i> e <i>Charadrius collaris</i>	(RODRIGUES, 1995; RODRIGUES; CARVALHO, 2011c, RODRIGUES; LOPES, 1997; HASS; MATOS; MARCONDES-MACHADO, 1999; DE LUCA et al., 2009; ICMBIO, 2016a)
Ilha do Caranguejo	Cajapió	MA	Área de alimentação de <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Tringa semipalmata</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Porphyrio martinicus</i> e <i>Tringa flavipes</i>	(DE LUCA et al., 2009; CARVALHO; RODRIGUES, 2011; ICMBIO, 2016a)
Raposa	Raposa	MA	Área de alimentação de <i>Calidris pusilla</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Charadrius collaris</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Tringa semipalmata</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Haematopus palliatus</i>	(SILVA; RODRIGUES, 2015; ICMBIO, 2016a)
Ilha de Curupu	Raposa	MA	Área de reprodução de <i>Sternula antillarum</i> , <i>Charadrius collaris</i> e <i>Charadrius wilsonia</i> .	(RODRIGUES; LOPES, 1997; RODRIGUES et al., 2010)

Área	Município	UF	Espécies identificados e atividades realizadas	Referências
Praia de Panaquatira	São José do Ribamar	MA	Área de alimentação de <i>Actitis macularius</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>Calidris canutus</i> , <i>Calidris fuscicollis</i> , <i>Calidris pusilla</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i> , <i>Charadrius wilsonia</i> , <i>Haematopus palliatus</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Pluvialis squatarola</i> , <i>Tringa flavipes</i> , <i>Tringa melanoleuca</i> , <i>Tringa semipalmata</i> / Área de reprodução de <i>Charadrius collaris</i>	(ALMEIDA; RODRIGUES, 2015; RODRIGUES; CARVALHO, 2011c)
Lago de Santo Amaro	Santo Amaro do Maranhão	MA	Área de alimentação de <i>Dendrocygna viduata</i> , <i>Anas bahamensis</i> , <i>Limnodromus griseus</i> , <i>Calidris canutus</i> e <i>Charadrius collaris</i> / Área de reprodução de <i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> , <i>Phaetusa simplex</i> , <i>Himantopus mexicanus</i> , <i>Jacana jacana</i> , <i>Aramus guarauna</i> e <i>Porphyrio martinicus</i>	(SOARES; RODRIGUES, 2009)
Região próxima à costa	-	AP a RS	Rota migratória de aves limícolas neárticas da família Scolopacidae (maçaricos) e Charadriidae (batuíras)	(ANTAS, 1983; ICMBIO, 2013)
Região oceânica	-	AP a RS	Rota migratória de aves oceânicas	(GONZÁLEZ-SOLÍS et al., 2007; GUILFORD et al., 2009)

Em relação ao *status* de conservação desses grupos, dentre as 198 espécies presentes na área suscetível ao toque de óleo, 26 são consideradas ameaçadas de extinção em âmbito nacional (MMA, 2014) ou internacional (IUCN, 2019). As famílias com maior número de espécies ameaçadas são Procelariidae (aves oceânicas), com quatro espécies, e a família Scolopacidae (aves costeiras), com cinco espécies sob algum grau de ameaça de extinção. No entanto, destaca-se que as famílias Diomedidae e Phaethontidae (aves oceânicas), mesmo somando apenas três espécies na área suscetível ao toque de óleo, todas se encontram ameaçadas.

As aves marinhas pelágicas, por sua vez, vivem em alto mar e se reproduzem em ilhas oceânicas, aparecendo na costa brasileira apenas ocasionalmente, ou em períodos específicos (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Esse grupo de aves pelágicas é reconhecidamente um dos mais ameaçados em todo o mundo, por possuir espécies suscetíveis à bioacumulação, além de serem bastante afetadas pela atividade de pesca comercial, que vem reduzindo constantemente os estoques de peixes nos oceanos (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Além disso, essas espécies costumam apresentar baixa taxa reprodutiva e utilizam também ilhas oceânicas para a nidificação, o que dificulta a recuperação das populações impactadas pela ação antrópica (VOOREN & BRUSQUE, 1999). A poluição por



óleo também pode gerar graves consequências à avifauna, assim como a poluição por plásticos e por hidrocarbonetos halogenados provenientes de inseticidas (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Por fim, uma ameaça em especial se deve à poluição por substâncias com efeito bioacumulador, em especial para as aves que consomem peixes e lulas, constituindo o elo final de uma cadeia trófica na qual estas substâncias são acumuladas (VOOREN & BRUSQUE, 1999).

Apesar da distinção entre características intrínsecas dos grupos e do nível de ameaça, em um cenário de derramamento de óleo, são esperados impactos similares sobre os indivíduos tanto de aves costeiras, como oceânicas, em função de características fisiológicas compartilhadas. Em tal cenário, a diferença entre impactos sobre populações destes grupos, entretanto, se daria pelo local em que se distribuem e de particularidades do ciclo biológico.

As aves são consideradas um dos recursos biológicos mais vulneráveis a derramamentos de óleo, ou seja, mais suscetíveis a entrarem em contato com o óleo e também mais sensíveis a seus efeitos (API, 1985; IMO, 1997). De forma geral, os efeitos do óleo sobre as aves marinhas são diversos e relativamente bem documentados, associados tanto ao efeito físico de recobrimento, que altera as propriedades físicas das penas e dificulta o voo e a termorregulação, como ao efeito químico resultante de intoxicação, principalmente por compostos aromáticos e poliaromáticos (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Além de efeitos diretos que podem provocar a perda de organismos, o contato com óleo pode reduzir a sobrevivência do animal e gerar efeitos subletais, como hipo ou hipertermia, perturbações pulmonares, intoxicação, perda da capacidade de voo, entre muitos outros, podendo resultar em mortes longe da área atingida (FRENCH-MCCAY, 2009). Outras perturbações fisiológicas associadas à mortalidade incluem desidratação e exaustão (BALSEIRO et. al., 2005; ALONSO-ALVAREZ et. al., 2007).

Em estudo que tratou da probabilidade de morte de aves marinhas após contato com óleo (FRENCH-MCCAY, 2009), foi estimada uma mortalidade de 90% para espécies que vivem em contato frequente e direto com a superfície, como os trinta-réis, gaivotas e atobás (espécies costeiras). Já para as aves que passam a maior parte do tempo voando, como os albatrozes e petréis (espécies oceânicas), essa taxa foi estimada em 35%, uma vez que o contato pouco

frequente dessas aves com a água torna-as menos propensas aos impactos. Além disso, há registros de que algumas espécies, como petréis, evitam efetivamente o contato com o óleo. Fortes evidências sugerem, também, que os indivíduos do gênero *Fulmarus*, por exemplo, evitam deliberadamente pousar na superfície do mar poluída com óleo pesado (LORENTSEN & ANKER-NILSSEN, 1993).

Cabe destacar ainda que, considerando o hábito gregário e colonial nos períodos reprodutivos de grande parte das espécies de aves marinhas, é de se esperar que vazamentos ocorridos nestas épocas resultem em impactos potencialmente maiores do que quando as populações estão dispersas no oceano (NRC, 2003). No que se refere à porção da costa suscetível ao toque de óleo, os meses de inverno são uma época de especial suscetibilidade das aves marinhas, uma vez que neste período as espécies migratórias oceânicas (a maior parte destas, provenientes do sul) se juntam às espécies costeiras residentes (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Por outro lado, uma série de espécies costeiras migratórias provenientes do hemisfério norte passa a temporada de invernada na área suscetível ao toque de óleo durante os meses de verão, quando estariam propensas aos impactos (VOOREN & BRUSQUE, 1999).

O tempo de recuperação de aves marinhas que entram em contato com óleo está associado a vários fatores, tais como época do ano, tipo e quantidade de óleo derramado, ações de contingência e sucesso do tratamento das aves petrolizadas. Apesar dos inúmeros estudos sobre os efeitos agudos e crônicos sobre aves marinhas atingidas por derrames, são poucos os trabalhos que determinam o tempo de recuperação de suas populações (NRC, 1994). Comunidades sujeitas a efeitos crônicos, populacionais e sobre o funcionamento ecológico destas comunidades podem levar até 10 anos para serem restabelecidas (PETERSON et al., 2003; NRC, 2003; MORENO et al., 2013). Cabe destacar ainda que este tempo de recuperação pode diferir entre aves costeiras e oceânicas, em decorrência dos ambientes utilizados, assim como de divergências em padrões de comportamento, crescimento, ciclo de vida, distribuição, longevidade e alimentação (SCHREIBER et al., 2002), embora não exista consenso sobre essa distinção ou sua existência (KINGSTON, 2002;



PETERSON et al., 2003; WIENS, 2004; IRONS et al., 2000; CARTER et al., 2003; BARROS et al., 2014; MORENO et al., 2013).

Conforme descrito acima, observam-se diferenças intrínsecas entre as aves marinhas costeiras e oceânicas, especialmente em seu comportamento, padrões de crescimento, ciclo de vida, distribuição, longevidade e alimentação. Estas diferenças se refletem na dimensão da resposta (impacto) destes grupos em cenários envolvendo vazamentos de óleo. Apesar dessas diferenças, as espécies de ambos os grupos são consideradas altamente sensíveis aos efeitos do óleo (API, 1985; IMO, 1997; FRENCH-MCCAY, 2009), o que justifica a classificação desse grupo como de **alta sensibilidade**.

De acordo com as modelagens realizadas, diversas áreas de concentração da avifauna apresentaram alta vulnerabilidade, nos dois períodos modelados. No inverno, áreas no AP e no oeste do PA apresentam alta vulnerabilidade e, no verão, áreas localizadas no AP e em todas as regiões do litoral do PA apresentam alta vulnerabilidade (**Quadro II.4.6-2**).

**Quadro II.4.6-2** - Índice de vulnerabilidade ambiental para a comunidade biológica Aves marinhas (áreas de concentração), de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade)

UF	Município	Local	Sensibili- dade	Inverno		Verão	
				%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Calçoene e Oiapoque	Parque Nacional do Cabo Orange	Alta	32,00	Alta	39,46	Alta
	Calçoene	Praia de Goiabal		37,00	Alta	19,06	Média
	Amapá	Reserva Biológica do Lago Piratuba		69,00	Alta	49,16	Alta
		Estação Ecológica Maracá-Jipioca		53,30	Alta	40,80	Alta
	Macapá	Ilha do Parazinho		42,00	Alta	13,38	Média
PA	Chaves, Santa Cruz do Arari, Soure, Salvaterra, Cachoeira do Arari, Ponta de Pedras, Muaná, Afuá, Anajás, São Sebastião da Boa Vista, Curralinho e Breves	Arquipélago de Marajó		47,33	Alta	34,78	Alta

UF	Município	Local	Sensibilidade	Inverno		Verão	
				%	Vuln.	%	Vuln.
PA/MA	Curuçá	Praia Grande		15,00	Média	23,41	Média
		Praia Romana		16,00	Média	18,39	Média
	Belém	Belém		10,00	Média	1,00	Média
	Marapanim, Magalhães Barata, Maracanã, Salinópolis, Santarém Novo, São João de Pirabas, Primavera, Quatipuru, Tracuateua, Bragança, Augusto Corrêa	Salgado Paraense		16,33	Média	55,18	Alta
	Maracanã	Praia do Maia		0,00	n/a	0,20	Média
		Vila do Penha		0,00	n/a	12,71	Média
		Praia de Suar Suar		0,00	n/a	19,06	Média
		Ilha do Algodal		10,00	Média	51,84	Alta
	Tracuateua	Praia do Maciel		5,67	Média	48,83	Alta
	Bragança	Ilha da Canela		0,00	n/a	51,17	Alta
		Lombo Grande-Bragança		2,00	Média	51,17	Alta
		Ajurateua		1,33	Média	52,51	Alta
	Augusto Corrêa	Ilha do Meio		0,00	n/a	2,61	Média
		Lombo do Murici		0,00	n/a	26,76	Média
		Ilha de Carauaçú		0,00	n/a	34,45	Alta
	Viseu	Lombo Grande-Viseu		0,00	n/a	29,43	Média
		Croa Criminosa		0,00	n/a	23,75	Média
		Ponta do Bode		0,00	n/a	28,76	Média
		Ponta do Gato		0,00	n/a	23,41	Média
	PA/MA	Viseu a Alcântara		Reentrâncias maranhenses	0,00	n/a	21,74
Carutapera e Viseu		Divisa Pará/Maranhão	0,00	n/a	23,41	Média	
MA	Cururupu	RESEX de Cururupu	0,00	n/a	17,06	Média	

## II.5 ECOSSISTEMAS LITORÂNEOS E NERÍTICOS











Todo o litoral da área potencialmente atingida pode ser classificado de acordo com sua sensibilidade ao óleo com o uso do Índices de Sensibilidade do Litoral (ISL), apresentada em MMA (2004). Essa classificação da sensibilidade ambiental da costa a derramamentos de óleo é baseada no conhecimento das

características geomorfológicas das áreas do litoral, considerando os seguintes fatores:

- Grau de exposição de energia de ondas e marés;
- Declividade do litoral;
- Tipo de substrato.

A classificação do MMA (2004) estabelece os seguintes valores do Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) para os ecossistemas litorâneos (**Quadro II.5-1**):

**Quadro II.5-1 - Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) dos ecossistemas litorâneos.**

ISL	Tipo de Costa	Cor
1	A. Costões rochosos lisos, de alta declividade, expostos B. Falésias em rochas sedimentares, expostas C. Estruturas artificiais lisas (paredões marítimos artificiais), expostas	
2	A. Costões rochosos lisos, de declividade média a baixa, expostos B. Terraços ou substratos de declividade média, expostos (terraço ou plataforma de abrasão, terraço arenítico exumado bem consolidado, etc.)	
3	A. Praias dissipativas de areia média a fina, expostas B. Faixas arenosas contíguas à praia, não vegetadas, sujeitas à ação de ressacas (restingas isoladas ou múltiplas, feixes alongados de restingas tipo "long beach") C. Escarpas e taludes íngremes (formações do grupo Barreiras e Tabuleiros Litorâneos), expostos D. Campos de dunas expostas	
4	A. Praias de areia grossa B. Praias intermediárias de areia fina a média, expostas C. Praias de areia fina a média, abrigadas	
5	A. Praias mistas de areia e cascalho, ou conchas e fragmentos de corais B. Terraço ou plataforma de abrasão de superfície irregular ou recoberta de vegetação C. Recifes areníticos em franja	
6	A. Praias de cascalho (seixos e calhaus) B. Costa de detritos calcários C. Depósito de tálus D. Enrocamentos ("rip-rap", guia corrente, quebra-mar) expostos E. Plataforma ou terraço exumado recoberto por concreções lateríticas (disformes e porosas)	
7	A. Planície de maré arenosa exposta B. Terraço de baixa-mar	
8	A. Escarpa/encosta de rocha lisa, abrigada B. Escarpa/encosta de rocha não lisa, abrigada C. Escarpas e taludes íngremes de areia, abrigados D. Enrocamentos ("rip-rap" e outras estruturas artificiais não lisas) abrigados	
9	A. Planície de maré arenosa/lamosa abrigada e outras áreas úmidas costeiras não vegetadas B. Terraço de baixa-mar lamoso abrigado C. Recifes areníticos servindo de suporte para colônias de corais	
10	A. Deltas e barras de rio vegetadas B. Terraços alagadiços, banhados, brejos, margens de rios e lagoas C. Brejo salobro ou de água salgada, com vegetação adaptada ao meio salobro ou salgado; apicum D. Marismas E. Manguezal (mangues frontais e mangues de estuários)	

Fonte: modificado de MMA (2004).

Os ecossistemas litorâneos e neríticos detalhados nesta análise de vulnerabilidade são:

- Praias arenosas;
- Planícies de maré e terraços de baixa-mar;

- Manguezais;
- Ecossistemas recifais;
- Bancos de rodolitos.

A presença dos ecossistemas litorâneos (Praias arenosas, Planícies de maré e terraços de baixa-mar e Manguezais) na área com probabilidade de presença de óleo na costa foi identificada a partir dos *shapefiles*<sup>4</sup> de ISL da Base MAREM (IBP, 2016) (que apresentam os valores de ISL para cada trecho do litoral) e as fichas estratégicas de localidades dessa base (que identificam as subclasses dos ISL presentes em cada localidade). Para os ecossistemas neríticos (Ecossistemas recifais e Bancos de rodolitos), que não possuem linha de litoral e uma correspondência no mapeamento do ISL na área com probabilidade de presença de óleo, outras fontes de informação disponíveis na literatura científica e técnica foram utilizadas para o mapeamento das áreas marinhas ocupadas (polígonos e pontos de ocorrência) por esses ecossistemas (RSIS, 2000; MMA, 2007; PETROBRAS/DOF SUBSEA, 2012; BAHIA, 2014; MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018; VALE et al., 2018).

Para os cálculos de probabilidade de presença de óleo nos ecossistemas representados pela linha de litoral foi realizado o cruzamento do mapeamento dos mesmos com os resultados probabilísticos de presença de óleo na costa (conforme **Quadro II-1**). Já para os ecossistemas neríticos, os cálculos de probabilidade de presença de óleo foram realizados pelo cruzamento das áreas mapeadas com os resultados probabilísticos de presença de óleo no fundo (para os ecossistemas totais) e conjuntamente na superfície e na coluna d'água (para os ecossistemas rasos, profundidades inferiores a 20 m) (conforme **Quadro II-1**).

A classificação do Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) é apresentada nos mapas de vulnerabilidade do presente estudo, nos Mapas 1 e 2 do Apêndice 1, enquanto que o Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA), calculado a partir do cruzamento da sensibilidade (representada pelo ISL) com a suscetibilidade

---

<sup>4</sup>Shapefile: arquivo que contém dados geoespaciais em forma de vetor usado por Sistemas de Informações Geográficas - SIG.

(representada pelo resultado das modelagens), é apresentado nos Mapas 3 e 4 do Apêndice 1.

### **II.5.1 Praias arenosas**

As praias arenosas representam típicos ecótonos (zonas de transição de ecossistemas), em que diversos fatores geológicos, físico-químicos e biológicos dos ambientes terrestres e marinhos influenciam a estrutura e o funcionamento do ecossistema (MCLACHLAN & BROWN, 2006). Consequentemente, a sensibilidade das praias depende também de diversos parâmetros, como grau de exposição à energia de ondas, inclinação e granulometria do sedimento (MMA, 2014).

Um fator de grande importância na estruturação desse ecossistema é o hidrodinamismo das ondas. Quanto a isso, as praias arenosas podem ser classificadas em refletivas ou dissipativas, de acordo com suas características ambientais e energéticas. Praias refletivas exibem, em geral, grande declividade, de forma que as ondas incidem diretamente sobre a areia, onde liberam praticamente toda sua energia. Consequentemente, estes ambientes altamente energéticos apresentam em geral sedimento de maior granulometria, são dependentes do aporte de nutrientes externos para sua manutenção e abrigam menor diversidade biológica (MCLACHLAN & BROWN, 2006). Por outro lado, as praias dissipativas apresentam menor declividade e uma extensa região de quebra de ondas, onde fração considerável da energia destas é perdida. Dessa forma, o sedimento destes ambientes praias possui em geral menor granulometria e está associado a maiores produtividade e diversidade biológica (MCLACHLAN & BROWN, 2006). Entretanto, esta classificação é simplificada e diversas condições intermediárias podem ser observadas (MCLACHLAN & BROWN, 2006; SHORT & HESP, 1982). Além disso, outros fatores físicos, como eventos extremos, alterações no padrão de ondas, no nível do mar e no aporte de sedimento, podem modificar a geomorfologia destes fundos e afetar, consequentemente, o comportamento das ondas e a classificação das praias.

Outro fator de influência sobre o comportamento de sistemas sedimentares e biológicos nas praias são as marés. De acordo com as variações diárias destas,

as praias podem ser zoneadas em supralitoral, região acima das variações de maré e frequentemente exposta; mesolitoral (ou zona entre-marés), entre a linha de maré alta e a de maré baixa e, alternadamente, exposta e submersa; e infralitoral, região abaixo da linha de maré baixa e permanentemente submersa. Devido a essa caracterização, a zona de mesolitoral pode ser considerada aquela de maior interação com o óleo em um eventual derramamento, com encalhe sobre ou entre o sedimento.

Considerando esses fatores oceanográficos atuantes sobre os ecossistemas praias, a granulometria de seus sedimentos é um reflexo destas forças. Existem, por exemplo, praias de areia grossa, média, fina e praias lodosas. Esse parâmetro, por sua vez, está intimamente ligado à sensibilidade da praia ao óleo, visto que maiores granulometrias estão associadas a menor compactação e maior capacidade de penetração desses compostos na areia da costa (LOPES et al., 2007; MMA, 2004).

Mesmo considerando as distintas tipologias, os ambientes praias sustentam uma grande diversidade biológica e de processos ecossistêmicos essenciais para o ecossistema local e regiões próximas. Isso reforça a conectividade e elevada importância das praias arenosas no equilíbrio ambiental (geofísico-químico e ecológico) das zonas costeiras e o ambiente marinho. Em especial, a variedade de espécies que habitam o sedimento (bentônicas) suporta intrincadas teias tróficas, que incluem peixes demersais e aves costeiras. As praias, em suas diversas zonas, abrigam uma variedade de formas de vida, como moluscos (e.g., mexilhões e caracóis), vermes (e.g., poliquetos), crustáceos (e.g., isópodes, anfípodes, caranguejos), equinodermos (e.g., estrelas-do-mar e bolachas-da-praia) e uma série de outros pequenos grupos animais, algas, protozoários e bactérias microscópicas. Além de espécies residentes, há, ainda, um conjunto extenso de organismos provenientes de ambientes terrestres ou marinhos, adjacentes ou até mesmo muito distantes (e.g., tartarugas marinhas e aves limícolas), que dependem dos recursos dos ecossistemas praias para alimentação, reprodução e desenvolvimento (AMARAL et al., 1999; MCLACHLAN & BROWN, 2006).

A flora das praias é composta basicamente por microalgas, que incluem cianobactérias, flagelados autotróficos e membros da classe Bacillariophyceae



(diatomáceas). Por dependerem de luz solar para a fotossíntese, estes organismos tendem a se concentrar próximos à superfície. Entretanto, em praias com ação vigorosa de ondas, esta microflora pode ser encontrada a uma considerável profundidade no sedimento (MCLACHLAN & BROWN, 2006).

Ao longo da área potencialmente impactada por um derramamento de óleo, as praias arenosas não estão entre os ecossistemas mais comuns do litoral. Esse ecossistema se faz presente na porção leste da área suscetível, na região entre as Reentrâncias maranhenses e o leste da Ilha de Marajó, sendo praticamente ausente da área a oeste, entre a Ilha de Marajó e o Oiapoque. As praias da área suscetível ao óleo apresentam, em geral, característica dissipativa, com granulometria fina a média, também existindo praias abrigadas.

Essas diferentes características geofísico-químicas e biológicas devem ser consideradas nas análises de vulnerabilidade das diferentes tipologias de praias na região. A sensibilidade diferencial destes ambientes é incorporada nos Índices de Sensibilidade do Litoral ao Óleo – ISL (MMA, 2004). Por suas semelhanças, os trechos de litoral atribuídos a este ecossistema incluem as praias arenosas, praias mistas, faixas arenosas e dunas (ISL 3A, 3B, 3D, 4A, 4B, 4C, 5A e 8C), em uma escala crescente de vulnerabilidade ao óleo. Apesar dessa grande variedade de ambientes que podem ser incluídos nesse ecossistema, todas as praias existentes na região onde se insere a área suscetível ao óleo apresentam ISL 3 ou 4.

O hidrodinamismo e a granulometria são fatores que interferem não apenas na sensibilidade imediata, mas também no tempo de recuperação destes ambientes. De forma geral, uma maior ação de ondas em praias expostas está associada a uma maior capacidade natural de limpeza do óleo destes ambientes. Nestes ambientes expostos, o óleo tende a permanecer poucas semanas, ao passo que em praias abrigadas, o óleo pode permanecer por vários anos (API, 1985; IPIECA, 2000; STROH, 2011). Maiores granulometrias, entretanto, permitem maior penetração do óleo no sedimento, o que dificulta o processo de limpeza (LOPES et. al., 2006, 2007; MMA, 2004). Praias de sedimento mais fino, contrariamente, tendem a apresentar o substrato mais saturado de água e escasso em espaço intersticial, dificultando, dessa forma, a penetração do óleo.



Os impactos do contato direto com óleo podem ser severos e resultantes tanto do recobrimento físico como do efeito químico (MICHEL & HAYES, 1992; SCHOLZ et. al., 1994). As consequências podem incluir alterações no equilíbrio trófico, desaparecimento de espécies-chave e fundadoras, reduções na biodiversidade e abundância e efeitos subletais na fisiologia e comportamento de espécies (DE LA HUZ et al., 2005; LOPES et al., 2006). Em constraste, o processo de recuperação nestes ambientes é pouco compreendido, notoriamente pela escassez de estudos em longo prazo, e poucas informações sobre a efetividade em longo termo da limpeza de praias atingidas está disponível (DEFEO et. al., 2009; HAYWORTH et al., 2011). O período para que estes ecossistemas retornem à sua estrutura e funcionamento iniciais (biomassa, riqueza, composição específica e trófica) depende do tempo necessário à remoção ou indisponibilização do óleo no ambiente (MINTER et al., 2014; HAYWORTH et al., 2011). Embora grande parte do volume de óleo derramado que chega à costa seja em geral removida ou intemperizada, natural ou deliberadamente pelo homem (LOPES et al., 2006; OWENS et al., 2008), volumes residuais que se acumulem no interior do sedimento e no infralitoral raso são mais dificilmente degradados ou removidos, levando até décadas para cessarem efeitos tóxicos sobre a biota (OWENS et al., 2008; HAYWORTH et al., 2011).

Considerando os ecossistemas praias e seu infralitoral raso, os estudos de longo prazo são bastante raros, mas destacam que a recuperação da fauna bentônica é mais lenta do que da fauna vágil (peixes, macroinvertebrados) (ELMGREN et al., 1983; BAKER et al., 1990; BAKER, 1991; KINGSTON et al., 1997; DAU-VIN, 1998; KINGSTON, 2002, apud HAYWORTH et al., 2011), e que a comunidade pós impacto frequentemente não será idêntica à anteriormente existente (pré-impacto), o que pode representar um impacto permanente nesses ambientes. Dessa forma, o processo de recuperação é um reflexo de características do derramamento, do ambiente e de suas comunidades biológicas recolonizadoras, especialmente a bentônica.

De acordo com a classificação de ISL adotada pelo MMA (2004), e em concordância com a discussão apresentada, todas as praias arenosas presentes na área suscetível ao óleo possuem **baixa sensibilidade** (praias representadas pelos ISL 3 e 4). Considerando-se a classificação adotada, apesar da

possibilidade de existência de praias com média sensibilidade (ISL = 5) e de alta sensibilidade (ISL = 8), nenhuma das praias suscetíveis apresenta esses valores de ISL.

De acordo com a análise de vulnerabilidade, os ambientes desse ecossistema foram classificados com baixa vulnerabilidade (**Quadro II.5.1-1**). No inverno, estão suscetíveis as praias do estado do PA, de Soure a Tracuateua. Já no verão, além de praias do PA, praias de Carutapera a Cururupu, no estado do MA, também encontram-se suscetíveis.

**Quadro II.5.1-1** - Índice de vulnerabilidade ambiental das praias arenosas presentes nos municípios da costa, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de presença de óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).

UF	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
PA	Soure	Baixa	44,00	Baixa	22,74	Baixa
	Salvaterra		35,33	Baixa	9,70	Baixa
	Curuçá		14,67	Baixa	15,05	Baixa
	Marapanim		9,67	Baixa	32,11	Baixa
	Maracanã		9,67	Baixa	50,50	Baixa
	Salinópolis		8,33	Baixa	35,45	Baixa
	Quatipuru		6,33	Baixa	50,84	Baixa
	Tracuateua		4,00	Baixa	44,48	Baixa
	Bragança		0,00	n/a	11,37	Baixa
	MA		Carutapera	0,00	n/a	16,39
Godofredo Viana			0,00	n/a	4,68	Baixa
Cândido Mendes			0,00	n/a	16,05	Baixa
Turiaçu			0,00	n/a	4,68	Baixa
Cururupu			0,00	n/a	16,72	Baixa

## II.5.2 Planícies de maré e terraços de baixa-mar

As planícies de maré constituem ambientes de baixa declividade, frequentemente abrigados e pouco energéticos. São comumente encontradas em regiões de estuários e baías, muitas vezes associadas a outros ecossistemas, como manguezais e praias arenosas abrigadas. Similarmente a estes, são altamente produtivos e possuem grande diversidade de espécies. Por essa razão, são extremamente importantes na manutenção de outros ecossistemas e na

provisão de recursos. Além dessa relevância, fatores como a granulometria do sedimento e exposição à ação de ondas determinam a sensibilidade das planícies de maré a eventuais derramamentos de óleo.

Outro tipo de denominação utilizada para ambientes com características semelhantes são os terraços de baixa-mar, que são zonas planas, adjacentes a praias, que ficam expostas na maré baixa (MORANG & SZUWALSKI, 2003). Ambas as denominações (planície de maré e terraço de baixa-mar) são utilizadas na classificação do Índice de Sensibilidade do Litoral (MMA, 2004) e serão aqui tratadas de forma conjunta.

As planícies de maré são formadas por sedimentos arenosos ou lamosos não consolidados e, por estarem localizadas na zona entremarés, ficam expostas na maré baixa e submersas na maré alta (CHAKRABARTI, 2005; SEMENIUK, 2005). Pela sua localização e composição similar às praias arenosas, podem ser confundidas com tais ambientes, mas suas peculiaridades permitem tratá-las como feições costeiras específicas, denominadas também de terraços de baixa-mar ou baixios lamosos, conforme sua composição (MORANG & SZUWALSKI, 2003; DITTMANN, 2002; MMA, 2004, apud LOPES et al., 2006). Estes ambientes deposicionais são formados pelo acúmulo de sedimento devido à ação de ondas, correntes de máre e, por vezes, fluxo de rios (LIMA, 2011), comumente associados a baixo hidrodinamismo. Entretanto, podem ocorrer também em áreas mais expostas à ação de ondas e apresentar sedimentos mais grossos, mais compactos e firmes do que nas planícies de maré abrigadas.

As planícies de maré são consideradas ambientes de grande importância ecológica e econômica, dada sua função como barreira ao impacto de ondas e eventos extremos, sumidouro de poluentes e com grande abundância de nutrientes e organismos. A elevada disponibilidade de recursos, em função da estabilidade física e altos índices de matéria orgânica, sustentam uma rica e complexa comunidade bentônica (SEMENIUK, 2005), com moluscos, crustáceos e poliquetos, e elevada biomassa de peixes que frequentam esses ambientes nas marés altas (SCHOLZ et al., 1994, DITTMANN, 2002, VENDEL, 2003 apud LOPES et al., 2006). Consequentemente, várias aves costeiras, incluindo espécies migratórias e ameaçadas, fazem uso destas áreas produtivas na procura por invertebrados bentônicos (ROGERS et al., 2013). Comunidades extrativistas

também utilizam os recursos existentes nessas áreas, principalmente espécies de moluscos. Esses fatos evidenciam a importância destes ecossistemas na provisão de serviços de suporte a outros ambientes (e.g., manutenção de populações de aves limícolas) e de provisão para as populações humanas (e.g., atividade de mariscagem). À luz da extrema importância das planícies de maré, estas fazem parte das áreas úmidas prioritárias estabelecidas pela Convenção de Ramsar, de 1971 (MITHTHAPALA, 2013).

Com relação à flora, em decorrências de características particulares, como latitude, amplitude de maré, nível de energia, salinidade, entre outras, as planícies de maré podem ser colonizadas por distintas espécies vegetais e abundantes comunidades de algas microscópicas, como diatomáceas e cianofíceas (MITHTHAPALA, 2013). O fluxo diário das águas provê esses ambientes com nutrientes, especialmente em estuários, onde o aporte fluvial é rico em matéria orgânica.

Quanto ao tipo de sedimento, podem ser classificadas em arenosas e lamosas (CHAKRABARTI, 2005). As planícies de maré lamosas se desenvolvem em ambientes de baixa energia, onde ocorre o depósito de sedimentos finos (silte e argila), portanto são mais comuns em áreas abrigadas. Por outro lado, as planícies arenosas se desenvolvem em locais de mais alta energia de ondas e marés, onde sedimentos mais grossos (areia) se depositam (MITHTHAPALA, 2013). Essas características têm relação direta com a suscetibilidade ao óleo e tempo de recuperação destes ambientes.

Na área suscetível ao óleo, as planícies de maré ocorrem por toda a costa, frequentemente associadas aos manguezais, em baías e estuários, onde as condições abrigadas, de baixa energia, permitem o desenvolvimento de extensas planícies deposicionais na zona entre-marés. Além dessas planícies abrigadas, na área suscetível também são comuns as planícies de maré diretamente expostas ao mar aberto, principalmente no litoral do Amapá.

Em relação aos efeitos do óleo, devem-se considerar as características físicas do ambiente, assim como de suas comunidades biológicas componentes. Sendo as planícies de maré associadas a baixa declividade e, em geral, baixos níveis de energia, a ação de limpeza natural é limitada. Além disso, a dificuldade de tráfego e o sedimento inconsistente comprometem as ações de limpeza,

podendo facilitar a penetração profunda destes compostos e agravar eventuais danos. Esses fatores, associados à grande importância dos recursos biológicos desses ambientes, fazem com as planícies de maré e terraços de baixa-mar sejam classificados com Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) igual a 7, quando ambientes expostos, e 9, quando abrigados (MMA, 2004). Isso evidencia a maior sensibilidade destes ambientes ao óleo quando comparados às praias arenosas (MICHEL & HAYES, 1992).

Efeitos esperados da contaminação intensa por óleo incluem alteração no equilíbrio trófico, perda de espécies-chave e fundadoras, redução na abundância e riqueza relativa de espécies e efeitos subletais na fisiologia e comportamento das espécies (LOPES et al., 2006; STEKOLL et al., 1980; CHUNG et al., 2004, apud PETROBRAS, 2014). Grandes alterações estruturais no ecossistema podem advir do comprometimento da produtividade de microalgas e modificação na composição de espécies bêmicas, resultando numa inversão de um sistema originalmente autotrófico para heterotrófico (pelo crescimento de bactérias) (LEE & LIN, 2013).

Por outro lado, em determinadas circunstâncias, a composição de sedimentos finos, ricos em matéria orgânica e água intersticial, dificulta a penetração do óleo e impede efeitos drásticos e duradouros sobre o ecossistema (PUENTE et al., 2009 apud PETROBRAS, 2014). Fatores como a dimensão espacial da contaminação, o tipo de óleo e o hidrodinamismo local podem favorecer tal cenário ou danos mais intensos, incluindo persistência de óleo no substrato por muitos anos (GUNDLACH & HAYES, 1978; MICHEL & HAYES, 1992; SCHOLZ et al., 1994; KINGSTON, 2002; API, 1985; LOPES et al., 2006). Ainda, em condições particulares, a comunidade bentônica pode se mostrar bastante resistente e resiliente à contaminação por óleo e, em função principalmente da migração de organismos de sedimentos adjacentes, exibir rápida recuperação (EGRES, 2011). Outros fatores que podem influenciar o tempo de recuperação são variações sazonais, com a maioria das espécies macrobentônicas presentes poucos meses após o derrame de óleo, mas níveis de biomassa originais restaurados apenas depois de vários anos (BEUKEMA et al., 1999).

Considerando os dados disponíveis, os tempos de recuperação de planícies de maré variaram entre poucos meses e cinco anos. Dessa forma, e em sintonia

com a classificação adotada pelo MMA (2004), com o Índice de Sensibilidade do Litoral, tanto as planícies de maré abrigadas (ISL 9A e 9B) quanto as expostas (ISL 7A e 7B) possuem **alta sensibilidade**.

Considerando-se a alta sensibilidade desse ecossistema, algumas áreas apresentaram alta vulnerabilidade, no inverno ou no verão (**Quadro II.5.2-1**). No inverno, foram classificados com alta vulnerabilidade planícies de maré em Calçoene e Amapá (PA) e em Chaves, Soure e Salvaterra (PA) (**Quadro II.5.2-1**). Já no período de verão, os locais com alta vulnerabilidade são: Marapanim, Maracanã, Salinópolis, São João de Pirabas, Quatipuru e Bragança, todos no estado do PA.

**Quadro II.5.2-1** - Índice de vulnerabilidade ambiental das planícies de maré e terraços de baixa-mar presentes nos municípios da costa, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de presença de óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).

UF	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Oiapoque	Alta	0,00	n/a	1,00	Média
	Calçoene		33,33	Alta	20,07	Média
	Amapá		59,00	Alta	27,42	Média
	Macapá		27,00	Média	5,02	Média
PA	Chaves		32,00	Alta	4,68	Média
	Soure		30,67	Alta	6,35	Média
	Salvaterra		30,67	Alta	6,35	Média
	Colares		1,33	Média	0,00	n/a
	São Caetano de Odivelas		10,33	Média	8,36	Média
	Curuçá		14,67	Média	19,06	Média
	Marapanim		9,67	Média	32,11	Alta
	Maracanã		9,67	Média	46,15	Alta
	Salinópolis		8,33	Média	51,84	Alta
	São João de Pirabas		7,67	Média	48,49	Alta
	Quatipuru		6,33	Média	50,84	Alta
	Bragança		0,00	n/a	44,82	Alta
MA	Augusto Corrêa	0,00	n/a	12,04	Média	
	Viseu	0,00	n/a	20,07	Média	
	Carutapera	0,00	n/a	16,39	Média	
	Cândido Mendes	0,00	n/a	1,00	Média	
	Turiaçu	0,00	n/a	4,68	Média	
	Cururupu	0,00	n/a	16,72	Média	



### **II.5.3 Manguezais**

Os manguezais são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e marinhos, típicos de regiões tropicais e subtropicais e, geralmente, associados a estuários, baías, enseadas, barras, desembocaduras de rios, lagunas e reentrâncias costeiras. Embora estejam frequentemente associados a sistemas fluviais com influência marinha, podem também ocorrer diretamente expostos à linha de costa, desde que existam condições de pouca energia e deposição de sedimentos finos (SCHAEFFER-NOVELLI, 2002). Adicionalmente a estas características, a estruturação destes sistemas e, conseqüentemente, de sua biota, são intimamente conectadas a variações na amplitude de maré e influência das águas marinhas. A diversidade destes fatores resulta em ambientes altamente produtivos, estruturalmente complexos e biodiversos, de vital importância na oferta de serviços a comunidades humanas e ecossistemas adjacentes (e.g., regulatórios, como depuração de efluentes; provisionais, como fornecimento de alimento; de suporte, como proteção e estabilização de costa) (MACEDO & ROCHA, 1985; SCHAEFFER-NOVELLI, 1990). As elevadas relevância e conectividade destes ambientes, associadas a particularidades no comportamento do óleo derramado, limitações a ações de limpeza, permanência destes compostos e recuperação do funcionamento do ecossistema, posicionam os manguezais entre os ambientes mais sensíveis a tais impactos.

Os manguezais podem ser divididos em zonas de acordo com a altitude com relação às marés e conseqüentes influência e penetração da água do mar. A zona I, ou zona externa, forma a borda do manguezal, tem a linha de maré baixa como limite inferior e possui sedimento areno-lodoso, associado a grande quantidade de matéria orgânica. A zona II, ou zona interna, tem como limite superior aproximado a linha média da maré alta e possui sedimento predominantemente arenoso. A zona III, ou zona de apicum, é inundada somente em maiores amplitudes de maré, como nas de sizígia, e possui o sedimento arenoso e mais salino que o das outras zonas. Essa maior salinidade do solo, por sua vez, faz com que a zona III seja, geralmente, desprovida de vegetação. A zona IV, ou zona de transição, é a fronteira entre os ecossistemas de manguezal e terrestre, recebe a menor influência do ambiente marinho, e apresenta, dessa forma, salinidade mínima,

sedimento arenoso e flora mais abundante e diversa em relação às zonas inferiores (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2004).

De forma geral, as características físicas encontradas nestes ambientes, como alta salinidade, baixa oxigenação e baixa compactação do solo, impõem restrições ao estabelecimento vegetal (LEITE, 1994). Apesar de serem encontradas diversas espécies vegetais, como pteridófitas, algas e epífitas, esse ecossistema é dominado por poucas espécies exclusivas. Os manguezais da área suscetível ao toque por óleo, na região norte do Brasil, são formados por seis espécies arbóreas de mangue pertencentes a três gêneros, sendo encontradas exclusivamente nesse ecossistema, o gênero *Rhizophora* (*Rhizophora mangle*, *R. racemosa* e *R. harrisonii*), o gênero *Avicennia* (*Avicennia germinans*, *A. schaueriana*) e o gênero *Laguncularia* (*Laguncularia racemosa*) (MENEZES; BERGER; MEHLIG, 2008).

A alta produtividade destas comunidades vegetais, incluindo as microscópicas, se reflete na grande complexidade das demais comunidades biológicas, com biomassa e abundância elevadas. A fauna, por exemplo, tem uma diversidade de representantes, tanto de ambientes terrestres como aquáticos (fluviais e marinhos), que ocupam os manguezais frequente (residentes), sazonal (visitantes/migratórias) ou ocasionalmente (oportunistas). Inúmeras espécies fazem uso desse ecossistema para reprodução, desenvolvimento de juvenis (“berçário natural”) e alimentação, sendo encontradas nessas áreas por todo seu ciclo de vida ou durante fases específicas (AVELINE, 1980; SCHAEFFER-NOVELLI, 2002). Dessa forma, esses ambientes estão estreitamente conectados a outros ecossistemas costeiros e terrestres, sendo considerados exportadores de carbono orgânico, nutrientes e recrutas de diversas espécies (MACEDO & ROCHA, 1985; SCHAEFFER-NOVELLI, 1990). Além disso, a elevada produtividade e o relativo fácil acesso a tais recursos biológicos conferem também grande importância socioeconômica ao ecossistema (KATHIRESAN et al., 1991; DUKE, 1997; SCHAEFFER-NOVELLI, 1999). Muitas espécies que ocorrem em manguezais são utilizadas na alimentação humana, como diversos crustáceos (e.g., caranguejos e camarões), moluscos (e.g., ostras e mexilhões) e inúmeros grupos de peixes. Por esse conjunto de características, os manguezais estão

incluídos entre as zonas úmidas de importância internacional no contexto da Convenção de Ramsar, de 1971.

Na área suscetível ao óleo, os manguezais estão distribuídos em todas as regiões, com destaque para aquelas onde existem grandes cursos d'água e presença de baías, como os inúmeros estuários e baías da região das Reentrâncias Maranhenses e Salgado Paraense, a Baía de Marajó e a região do arquipélago marajoara na foz do Rio Amazonas, entre outros. Merece destaque ainda o fato de a área suscetível também apresentar manguezais diretamente expostos ao mar aberto, principalmente na porção oeste da região. O litoral da região amazônica caracteriza-se pelos elevados aportes de água doce provenientes de chuvas intensas e das descargas de grandes rios e sofre influência de um regime de marés de grande amplitude (macromarés). A conjugação dessa característica com a conformação geomorfológica da região torna-a notável quanto aos manguezais que possui, tanto pela extensão em área contínua, considerada a maior do mundo (região das Reentrâncias), quanto pelo porte da vegetação, que chega a atingir 30 m de altura, sendo dominada pelo mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*) e mangue-preto (*Avicenia germinans*) (MARTINS; OLIVEIRA, 2011; ICMBIO, 2016b).

As características físicas dos manguezais, associadas a sua grande diversidade biológica, fazem com que sejam considerados um dos ecossistemas mais sensíveis a efeitos do derramamento de óleo. A baixa declividade e reduzidos níveis de energia permitem uma área mais extensa de permanência do óleo e limitam a sua capacidade natural de limpeza. Além disso, apesar de os solos apresentarem, no geral, baixa penetrabilidade (exceto por orifícios bioconstruídos), as raízes do mangue funcionam como retentoras de óleo. Ademais, o substrato mole e a dificuldade de acesso tornam a limpeza impraticável e até mesmo danosa, visto que tais esforços tendem a introduzir o óleo em camadas mais profundas (MMA, 2004). A cobertura direta com óleos viscosos pode sufocar organismos bentônicos e os sistemas radiculares e facilitar a exposição tóxica a óleos leves e frações dispersas (MMA, 2004). A presença do óleo pode levar a ampla desestruturação funcional das comunidades biológicas, o que pode persistir por várias décadas, considerando a reduzida resiliência (baixa capacidade de resistir a impactos) e baixa elasticidade (longo tempo de

recuperação) destes sistemas (MICHEL et al., 1992; IPIECA, 1993; KATHIRESAN et al., 2001; LOPES et al., 2006).

Com relação à recuperação de manguezais após contaminação por óleo, considera-se que inúmeros fatores influenciam o processo e o tempo necessário, como quantidades de óleo inicial e residual, tempo de permanência destes no ambiente, época do ano, complexidade trófica e eventuais danos gerados na tentativa de limpeza (LEWIS, 1983; API, 1985; SNEDACKER et al., 1997; LOPES et al., 2006; DEVIDS et al., 2007). A própria resposta do ecossistema a um vazamento é bastante complexa, variada e singular à localidade afetada, sendo que o intervalo de tempo necessário para que o máximo de alteração e subsequente estabilização sejam observados pode ser de vários anos e, ainda, décadas adicionais para sua recuperação (ODUM et al., 1975; NADEAU & BERGQUIST, 1977; GILFILLAN et al., 1981; LEWIS, 1983; 1979; BALLOU & LEWIS 1989; TEAS et al., 1989; MICHEL & HAYES, 1992; BURNS et al., 1993; 1998; GARRITY et al., 1994; LEVINGS et al., 1995; 1997; DUKE et al., 1997; 1999; LAMPARELLI et al., 1997; MUNOZ et al., 1997; WARDROP et al., 1997; ELLISON et al., 1999; GETTER et al., 2003; MICHEL, 2001; KATHIRESAN et al., 2001; WILKINSON et al., 2001; HOFF, 2002; NOAA, 2002; 2010; SOARES, 2006; SANTOS et al., 2012; BACA et al., 2014). Heterogeneidade na severidade dos impactos e no tempo de recuperação é observada até mesmo dentro do próprio manguezal, entre as diferentes zonas que o compõem (KATHIRESAN et al., 2001; SANTOS et al., 2012). Essas diferenças se dão, principalmente, pelo tempo de permanência do óleo, capacidade de renovação de águas e transporte de sedimentos para o mar.

Dentre os impactos do óleo nos bosques de mangue, podem-se citar (KATHIRESAN & BINGHAN, 2001; MICHEL & HAYES, 1992; SCHOLZ et al., 1992; LAMPARELLI et al., 1997; API, 2005; LOPES et al., 2006):

- redução nas taxas de respiração e fotossíntese que afeta a produtividade primária;
- desfolhamento;
- aborto de propágulos;
- alteração no tamanho foliar;
- formação de galhas e malformações foliares;

- aumento inicial na quantidade de sementes como reação ao estresse;
- impactos à fauna residente, como caranguejos, ostras, etc;
- bioacumulação na cadeia trófica;
- impactos em espécies visitantes, como peixes, mamíferos e aves, tanto pelo contato direto, como por ingestão ou inalação de vapores tóxicos.

Diante do cenário avaliado na literatura científica, observa-se que o longo tempo de recuperação associado aos impactos do óleo faz dos manguezais ambientes de **alta sensibilidade**, em sintonia com a classificação dada a estes ambientes pelo MMA (2004) no Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL = 10).

Devido à sua elevada sensibilidade, os manguezais presentes na região foram classificados com alta vulnerabilidade, de acordo com a probabilidade de presença de óleo, tanto no inverno quanto no verão. No inverno, foram classificados com alta vulnerabilidade os manguezais do AP (em Calçoene, Amapá e Macapá), e nos municípios do oeste do litoral do PA (Chaves, Soure e Salvaterra) (**Quadro II.5.3-1**). Já no período de verão, este ecossistema na região sul do AP (município de Amapá) e na parte central do litoral do PA (Marapamim a Bragança) também tiveram classificação de alta vulnerabilidade.

**Quadro II.5.3-1** - Índice de vulnerabilidade ambiental dos manguezais presentes nos municípios da costa, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de presença de óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).

UF	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Oiapoque	Alta	0,00	n/a	5,69	Média
	Calçoene		33,33	Alta	20,07	Média
	Cutias		0,67	Média	0,00	n/a
	Amapá		59,00	Alta	37,79	Alta
	Macapá		39,00	Alta	20,07	Média
PA	Chaves		44,67	Alta	20,07	Média
	Soure		47,00	Alta	28,09	Média
	Salvaterra		35,33	Alta	9,70	Média
	Cachoeira do Arari		15,67	Média	2,34	Média
	Pontade Pedras		2,67	Média	0,00	n/a
	Colares		1,33	Média	0,00	n/a
	São Caetano de Odivelas		10,33	Média	8,36	Média

UF	Município	Sensibilidade	Inverno		Verão	
			%	Vuln.	%	Vuln.
	Curuçá		14,67	Média	19,06	Média
	Marapanim		13,00	Média	32,11	Alta
	Maracanã		9,67	Média	50,50	Alta
	Salinópolis		8,33	Média	51,84	Alta
	São João de Pirabas		7,67	Média	52,84	Alta
	Quatipuru		6,33	Média	50,84	Alta
	Tracuateua		4,00	Média	44,48	Alta
	Bragança		2,00	Média	48,83	Alta
	Augusto Corrêa		0,00	n/a	26,76	Média
	Viseu		0,00	n/a	20,07	Média
	MA		Carutapera		0,00	n/a
Luís Domingues		0,00	n/a		0,20	Média
Godofredo Viana		0,00	n/a		7,02	Média
Candido Mendes		0,00	n/a		7,36	Média
Turiaçu		0,00	n/a		2,34	Média
Apicum-açu		0,00	n/a		2,68	Média
Cururupu		0,00	n/a		16,72	Média

### II.5.4 Ecossistemas recifais

Os ecossistemas recifais abrangem ambientes marinhos com grande biodiversidade, que fornecem condições para a existência de uma comunidade complexa de seres associados (CASTRO, 1999; MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018). Esses ecossistemas incluem, além dos recifes de coral rasos *sensu strictu* (mais comuns na costa dos estados do Nordeste e Espírito Santo e presentes apenas de forma pontual na área suscetível ao óleo – Parcel de Manuel Luis; RSIS, 2000; AMARAL et al., 2007), diversas formações recifais biogênicas, formadas por organismos diversos e encontradas em ambientes diversos, como os recifes mesofóticos presentes na costa norte brasileira, na área suscetível ao óleo. O presente estudo inclui dentro do termo ecossistemas recifais todos os ambientes submersos encontrados na costa norte brasileira que possuem substrato consolidado e estruturalmente estável, os chamados recifes ou estruturas recifais, lajes e cabeços, com formação biogênica ou recifes areníticos servindo de suporte para colônias de corais (*sensu* MMA, 2004) ou servindo de suporte para outros organismos bioconstrutores, como as algas calcárias. Foram também incluídos na análise os fundos cobertos por esponjas, que apesar de se



desenvolverem sobre substrato inconsolidado, são formações estruturalmente complexas e apresentam grande extensão geográfica na área suscetível (MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018). Os bancos de rodolitos, por suas singularidades (formados por unidades desprendidas de um substrato consolidado), são tratados separadamente mais a frente, embora também sejam analisados por alguns autores de forma conjunta com os ecossistemas recifais da região (e.g. MOURA et al., 2016).

Os recifes biogênicos são estruturas rígidas formadas pelo acúmulo de esqueletos calcários de organismos marinhos sésseis, como os animais do filo Cnidaria, classe Anthozoa (corais pétreos ou corais verdadeiros). Entretanto, para sua formação é necessária a atuação conjunta de uma infinidade de seres, que formam uma complexa teia de associações e de eventos em sucessão, incluindo outros organismos com esqueleto calcário, produtores primários e consumidores (CASTRO, 1997). Em alguns ecossistemas recifais, o crescimento de algas calcárias pode assumir relevância igual ou maior que a dos antozoários (CASTRO, 1999). Essa característica é observada nos ecossistemas recifais identificados na foz do Amazonas (MOURA et al., 2016), dentro da área suscetível considerada na presente Análise de Vulnerabilidade.

Os organismos bioconstrutores são aqueles que, por secretarem um exoesqueleto de carbonato de cálcio, formam o arcabouço estrutural, além dos que contribuem com fragmentos para o preenchimento dos espaços desse arcabouço. Os produtores primários são as algas (calcárias, foliosas e microalgas, além das zooxantelas dos corais), que produzem a biomassa que será utilizada como base na teia alimentar. O grupo dos consumidores (herbívoros, carnívoros e onívoros), por sua vez, engloba os organismos que se abrigam no sistema recifal, utilizam a biomassa produzida nesse local e, em várias instâncias, contribuem para a produção de componentes da construção do edifício, para a ciclagem da biomassa e também promovem o desgaste da bioconstrução, por perfuração ou raspagem (CASTRO, 1997; LEÃO et al., 2003). Dessa maneira, os recifes biogênicos constituem um dos ecossistemas marinhos mais ricos e diversos, servindo de suporte a uma variada associação de organismos marinhos (CONNELL, 1981), que são responsáveis por processos únicos de produção de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (EREZ, 1990).

A distribuição espacial dos ecossistemas recifais depende da conjunção de uma série de condições ambientais. As exigências ambientais dos organismos construtores de recifes fazem com que a ocorrência dessas estruturas biogênicas atinja sua maior expressividade nos mares intertropicais, principalmente Caribe, Oceano Índico e Pacífico Tropical, onde se localizam as maiores diversidades (API, 1985, NOAA, 2010b, SPALDING, 2001). Dentre as condições necessárias ao pleno desenvolvimento dos recifes biogênicos pode-se citar a existência de substrato consolidado para a fixação dos organismos e a disponibilidade de luz para a fotossíntese (pelas zooxantelas dos corais pétreo ou pelas algas calcárias), o que está associado a uma profundidade relativamente baixa, já que a água do mar funciona como um filtro para a luz solar (CASTRO, 1999). Na área suscetível, as estruturas recifais foram identificadas até a profundidade de 220 m (FRANCINI-FILHO et al., 2018). A presença de sedimentos também é um fator crucial, principalmente por diminuir a penetração da luz necessária à fotossíntese.

Além de abrigar uma alta diversidade de espécies envolvidas na formação e manutenção de suas estruturas, os ecossistemas recifais concentram ainda uma enorme variedade de algas e animais, como anêmonas, zoantídeos, esponjas, foraminíferos, vermes poliquetas, equinodermas, crustáceos, moluscos, peixes, assim como tartarugas, baleias e aves marinhas que visitam a região recifal (CASTRO, 1999). Essa biota associada, formada por espécies residentes e também visitantes esporádicas, muitas delas ameaçadas, utiliza os recifes em busca de alimento, refúgio e local para reprodução.

Os ecossistemas recifais também são particularmente importantes por proporcionarem bens e serviços ecossistêmicos para as populações humanas, incluindo a renovação de estoques pesqueiros, o fornecimento de matérias-primas para a indústria farmacêutica, funcionam como dissipadores de energia das ondas e marés, além de poderem ser explorados de forma sustentável, através de atividades turísticas organizadas, como o mergulho subaquático (CASTRO, 1999; MMA, 2006; MOURA et al., 2016).

Na área com probabilidade de toque por óleo, apenas a região do Parcel de Manuel Luis (MA) apresenta recifes de topo raso, que nas marés mais baixas podem ficar com menos de 1 m de profundidade (RSIS, 2000). Esse parcel abriga as formações que são considerados os recifes de topo raso com distribuição mais

ao norte do litoral brasileiro (CASTRO; PIRES, 2001). O Parcel abriga grande quantidade de espécies raras e ameaçadas, além de ser considerado o limite norte de distribuição de diversas espécies de peixes endêmicas da costa brasileira, sendo uma área de grande importância para a pesca e de extrema importância científica (RSIS, 2000).

Já a área a oeste do Parcel de Manuel Luis recebe influência das descargas fluviais do Rio Amazonas e os dados disponíveis até recentemente descreviam a região como pobre em corais, uma vez que a ocorrência de grandes rios em geral determina a existência de vazios de ecossistemas recifais pela existência de grande quantidade de sedimentos (MOURA et al., 2016). Entretanto, esse entendimento começou a mudar a partir da descoberta de um mosaico de formações, que inclui estruturas recifais mesofóticas, que se estende por aproximadamente 1.000 km e cobre uma área cujas estimativas de extensão vão de 9.500 km<sup>2</sup> (MOURA et al., 2016) a 56.000 km<sup>2</sup> (FRANCINI-FILHO et al., 2018), do Maranhão até a divisa Amapá-Guiana Francesa, se estendendo pelas bacias da Foz do Amazonas, de Pará-Maranhão e oeste da Bacia de Barreirinhas (CORDEIRO et al., 2015; MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018). A maior parte dessas formações ocorre em profundidades entre 30 e 120 m (CORDEIRO et al., 2015; MOURA et al., 2016), podendo alcançar 220 m (FRANCINI-FILHO et al., 2018), mas uma parte delas ocorre em profundidades inferiores a 20 m.

O Ministério do Meio Ambiente, através do projeto para a identificação das Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Partição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira (ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade) (MMA, 2007), também identificou, na região apontada por Moura e colaboradores (2016) e por Francini-Filho e colaboradores (2018), na plataforma continental norte do Brasil, oito zonas marinhas caracterizadas por possuírem “fundos duros”, ou seja, fundos com a presença de material consolidado, que podem representar ecossistemas recifais. Todas essas zonas são classificadas com importância biológica extremamente alta e com prioridade para conservação alta, muito alta ou extremamente alta (MMA, 2007).

Quanto aos efeitos do óleo, os recifes estão entre os ambientes de maior sensibilidade, recebendo no Índice de Sensibilidade do Litoral a classificação 9

(MMA, 2004). Os recifes rasos são especialmente suscetíveis, visto que o óleo flutuante pode atingi-los diretamente (IPIECA, 1992; MMA, 2012; NOAA, 2010b). Conforme destacado, na área com probabilidade de toque de óleo, a maior área com a ocorrência de ecossistemas recifais apresenta os topos recifais a maiores profundidades (estruturas recifais mesofóticas da Foz do Amazonas; MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018), mas salienta-se que a área suscetível também apresenta recifes de topo raso (< 20 m), como aqueles encontrados no Parcel de Manuel Luís, no Banco do Álvaro e em algumas porções das estruturas recifais da Foz do Amazonas.

Nos recifes rasos, com topo exposto na maré baixa, o óleo flutuante pode ficar retido, afetando diretamente o recife pelo recobrimento. Além do óleo flutuante, destaca-se também a possibilidade de toque, em formações recifais submersas, das frações do óleo que ficam dispersas em forma de gotículas na coluna d'água, conforme apresentado na modelagem de derrame de óleo no mar. Salienta-se, nesse contexto, a resolução do modelo, conforme detalhada no relatório da Modelagem de Derrame de Óleo no Mar para o bloco BM-BAR-5 (**Anexo II.8-4** do EIA), uma vez que a avaliação da presença de óleo no fundo oceânico foi realizada através do cruzamento dos resultados de probabilidade de presença de óleo nas camadas que representam a coluna d'água em diversas profundidades, com o mapa de batimetria utilizado no estudo. A partir desse cruzamento, para cada ponto de grade foi adotado o valor máximo de probabilidade da camada mais profunda com presença de óleo no caso de intersecção com o fundo marinho.

Além do contato direto do óleo flutuante ou presente na coluna d'água em forma de gotículas, compostos tóxicos da fração solúvel podem afetar quimicamente os ambientes próximos à mancha. Recifes mais profundos são também afetados pela presença de óleo na água, pelo aumento de turbidez e efeitos diretos no processo de fotossíntese, apesar de dificilmente entrarem em contato direto com o óleo, exceto quando o mesmo atinge densidades maiores que a da água e submerge, sedimentando-se. Nesse sentido, o tipo do óleo é um fator fundamental a ser considerado, sendo que óleos leves tendem a ser mais agressivos aos recifes de águas rasas, ao passo que óleos mais pesados podem também exercer impacto sobre os corais mais profundos. Ademais, óleos

pesados e intemperizados terão efeitos principalmente físicos, pelo recobrimento, enquanto óleos mais leves e pouco intemperizados terão efeitos associados à maior toxicidade química (API, 1985; NOAA, 2010b, 2014).

Os impactos do óleo nos corais presentes nos recifes são diversos, variando desde alterações comportamentais e efeitos subletais até situações envolvendo a mortalidade direta, todos resultantes dos efeitos do recobrimento físico e/ou da intoxicação química. Loya e Rinkevich (1980), NOAA (2010b) e Lopes et al. (2006) compilaram os principais impactos do óleo identificados sobre ecossistemas recifais, listados a seguir:

- crescimento de algas sobre os corais;
- redução nas taxas de crescimento/ alteração na produção primária das zooxantelas; expulsão de zooxantelas;
- redução na fecundidade e sucesso reprodutivo;
- perturbações reprodutivas (desincronia reprodutiva) e danos em gônadas;
- extrusão prematura de plânulas, morte de larvas, alteração no comportamento de assentamento larval;
- danos e ruptura em tecidos;
- alteração no comportamento ciliar do tegumento (perturbação na habilidade de limpeza e proteção da epiderme);
- alteração no processo de contração muscular, atrofia muscular;
- perturbações no processo alimentar;
- alteração no processo de calcificação;
- incorporação pelas algas simbiotes e pelo esqueleto calcário dos recifes;
- produção excessiva de muco (reação ao estresse);
- redução na biodiversidade local;
- fragilização da saúde dos corais para enfrentar outras tensões ambientais;
- bioacumulação e baixas taxas de depuração;
- perturbação na teia trófica com empobrecimento das cadeias alimentares e alteração na composição de espécies acompanhantes.

Alguns fatores ambientais podem interferir nos efeitos do óleo e no tempo de recuperação dos recifes, como o hidrodinamismo do local e a época de ocorrência do acidente. Recifes em regiões de elevado hidrodinamismo tendem a ser menos afetados pelo óleo do que quando localizados em locais abrigados, uma vez que a agitação marítima realiza uma limpeza natural das estruturas. Quanto ao período sazonal, caso um acidente ocorra em uma época de reprodução, os impactos seriam mais severos. Cabe destacar que, conforme já observado para outros ecossistemas (como os manguezais e planícies de maré), os recifes de coral têm sérias restrições aos procedimentos convencionais de limpeza, já que os impactos mecânicos das técnicas podem resultar em danos adicionais severos.

Os estudos que avaliam o tempo de recuperação de recifes atingidos por óleo evidenciam resultados variáveis, mas de forma geral, os raros estudos de longo prazo demonstram que a recuperação é lenta, podendo levar décadas, especialmente em situações onde o óleo permanece por muito tempo no ambiente, como em locais com baixo hidrodinamismo (NOAA, 2014). Outro fator crucial é a ocorrência ou não de danos físicos. NOAA (2010b) destaca que a recuperação tende a ser mais rápida em recifes expostos ao óleo do que em casos de danos físicos. Esse é um importante aspecto quando se considera as possíveis estratégias de limpeza, que se mal planejadas podem causar danos físicos adicionais (MMA, 2004).

Diante do exposto, considerando-se os possíveis efeitos do óleo sobre esse ecossistema, a grande diversidade da biota que abriga, as restrições aos procedimentos de limpeza e o longo tempo de recuperação, que evidencia baixa resiliência, os ecossistemas recifais são considerados ambientes de **alta sensibilidade**, em concordância com a classificação de ISL adotada pelo MMA (2004) para os recifes de coral.

Considerando-se que os recifes mais rasos são mais suscetíveis ao contato com o óleo (IPIECA, 1992; MMA, 2012; NOAA, 2010b), conforme apresentado acima, além dos cálculos de vulnerabilidade considerando-se o cruzamento do mapeamento total dos ecossistemas recifais com os resultados de fundo da modelagem, realizou-se um detalhamento dos cálculos pelo cruzamento da porção mais rasa dos ecossistemas recifais (< 20 m) com os resultados



integrados de superfície e coluna d'água (**Quadro II-1**). Essa linha de corte de 20 m engloba as áreas rasas que seriam mais críticas com relação a uma possível diluição na coluna d'água de parte do óleo presente na superfície e subsuperfície. Ademais, a porção mais rasa da Plataforma Interna (Face da Costa Superior), que se estende até uma profundidade aproximada de 15 a 20 m, é a zona onde o fundo sofre influência dos movimentos orbitais das ondas de bom tempo (LESSA, 2000; WALKER & PLINT, 1992), ou seja, nessa zona mais rasa, as comunidades bentônicas estão sujeitas a um constante revolvimento e movimentação dos sedimentos. Para a identificação dos ecossistemas recifais com batimetria menor que 20 m, foi realizado mapeamento dos ecossistemas recifais presentes nas bacias marítimas com probabilidade de toque pelo óleo, independentemente da profundidade e, posteriormente, foram selecionados aqueles localizados até a linha batimétrica de 20 m (base batimétrica de CPRM/ANP, 2013). Os polígonos interceptados pela linha batimétrica de 20 m foram recortados, de forma a serem consideradas apenas suas porções com profundidade de até 20 m.

A análise de vulnerabilidade evidencia, de forma geral, alta vulnerabilidade dos ecossistemas recifais em profundidades inferiores a 20 m (**Quadro II.5.4-1**) e em dois pontos sem considerar o corte de profundidade.

Para os recifes em profundidades inferiores a 20 m, no inverno, a maior probabilidade de toque foi identificada nos recifes da Foz do Amazonas (descritos por MOURA et al., 2016), com 97% de probabilidade de toque e consequente alta vulnerabilidade. Esta localidade também apresenta alta vulnerabilidade no verão, com probabilidade de toque de 100%. Além destas áreas, os recifes em profundidades inferiores a 20 m no PE Marinho Banco do Álvaro também apresentam alta vulnerabilidade no verão, com 100% de probabilidade de toque por óleo e no inverno com 93,67%.

Considerando-se a área total de ecossistemas recifais mapeados (sem o corte batimétrico de 20 m), para a qual as probabilidades de toque foram obtidas a partir da intersecção das áreas com os resultados de probabilidade de presença de óleo no fundo marinho, as áreas descritas por Moura et al. (2016) também são as que apresentaram maior probabilidade de toque, com 34,6% de probabilidade de toque no inverno (alta vulnerabilidade) e 24,45% de probabilidade de toque no

verão (média vulnerabilidade). A área descrita por MMA (2007) como área prioritária com fundos duros – Zm085 também teve alta vulnerabilidade no inverno, com probabilidade de toque de 34,60%.

**Quadro II.5.4-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental dos ecossistemas recifais, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).**

Fonte / Local	Sensibili- dade	Inverno		Verão	
		%	Vuln.	%	Vuln.
<b>Ecossistemas Recifais (sem corte de profundidade)</b>					
Estruturas recifais_11 - Moura et al. (2016)	Alta	9,60	Média	1,20	Média
Áreas Prioritárias_Zm085 - MMA (2007)		34,60	Alta	24,45	Média
Áreas Prioritárias_Zm035 - MMA (2007)		0,20	Média	0,20	Média
Estruturas recifais_9 - Moura et al. (2016)		1,60	Média	0,80	Média
Estruturas recifais_10 - Moura et al. (2016)		0,20	Média	0,20	Média
Estruturas recifais_13 - Moura et al. (2016)		21,80	Média	22,45	Média
Frações carbonáticas > 50%_10 - Moura et al. (2016)		34,60	Alta	24,45	Média
Parque Estadual Marinho Banco do Álvaro		0,00	n/a	0,40	Média
Recife_12 - Francini-Filho et al. (2008)		1,00	Média	1,00	Média
Recife_1 - Francini-Filho et al. (2008)		1,40	Média	0,00	n/a
Fundo de esponjas_15 - Moura et al. (2016)		0,00	n/a	5,01	Média
Fundo de esponjas_16 - Moura et al. (2016)		0,00	n/a	1,00	Média
<b>Ecossistemas Recifais (&lt; 20 m de profundidade)</b>					
Áreas Prioritárias_Zm035 - MMA (2007)	Alta	96,67	Alta	99,67	Alta
Áreas Prioritárias_Zm083 - MMA (2007)		55,33	Alta	99,67	Alta
Áreas Prioritárias_Zm085 - MMA (2007)		96,67	Alta	100,00	Alta
Estruturas recifais_10 - Moura et al. (2016)		64,00	Alta	16,05	Média
Estruturas recifais_11 - Moura et al. (2016)		96,00	Alta	99,00	Alta
Estruturas recifais_13 - Moura et al. (2016)		96,40	Alta	56,71	Alta
Estruturas recifais_14 - Moura et al. (2016)		85,67	Alta	95,65	Alta
Estruturas recifais_15 - Moura et al. (2016)		65,00	Alta	95,65	Alta
Estruturas recifais_16 - Moura et al. (2016)		43,67	Alta	96,99	Alta
Estruturas recifais_8 - Moura et al. (2016)		68,33	Alta	27,09	Média
Estruturas recifais_9 - Moura et al. (2016)		65,67	Alta	39,46	Alta
Frações carbonáticas > 50%_10 - Moura et al. (2016)		97,00	Alta	100,00	Alta
Frações carbonáticas > 50%_11 - Moura et al. (2016)		60,00	Alta	99,67	Alta
Frações carbonáticas > 50%_12 - Moura et al. (2016)		85,67	Alta	95,65	Alta
Frações carbonáticas > 50%_6 - Moura et al. (2016)		68,33	Alta	27,09	Média
Parque Estadual Marinho Banco do Álvaro		93,67	Alta	100,00	Alta

Fonte / Local	Sensibili- dade	Inverno		Verão	
		%	Vuln.	%	Vuln.
Parque Estadual Marinho do Parcel de Manuel Luís		2,33	Média	66,56	Alta
Recife_8 - Francini-Filho et al. (2008)		65,33	Alta	31,77	Alta

### II.5.5 Bancos de rodolitos

Os rodolitos são estruturas biogênicas constituídas por algas calcárias vermelhas (Filo Rhodophyta) concrecidas com outros organismos, que formam nódulos (esféricos, discóides ou elipsóides), ou são formados inteiramente por apenas uma ou mais espécies de algas calcárias (FOSTER, 2001). Essas estruturas se desenvolvem como unidades desprendidas de um substrato duro, geralmente sobre um substrato inconsolidado. Podem formar grandes bancos em áreas costeiras de diversas partes do mundo, desde regiões polares no Ártico até águas tropicais (FOSTER, 2001). O termo “rodolito” é mais usado para as estruturas individuais de vida livre (compostas por > 50% de algas coralináceas não-geniculadas) enquanto o termo “banco de rodolitos” é empregado para designar o conjunto de rodolitos e a comunidade composta por outros organismos associados, formando um ecossistema próprio (FOSTER, 2001). Entretanto, o termo “banco de rodolitos” pode ser mal empregado por ter uma conotação de ‘banco’ no sentido fisiográfico, indicando áreas de relevo proeminente, o que nem sempre é o caso (FIGUEIREDO et al., 2014). A organização estrutural de um banco de rodolitos varia de muito densa (uma camada ou mais que três estratos com 100% de cobertura) a rodolitos espaçadamente distribuídos (FOSTER et al., 1997 apud FIGUEIREDO et al., 2014).

A costa brasileira abriga a maior área de bancos de rodolitos do mundo (FOSTER, 2001). Esse ecossistema possui uma grande importância ecológica, que está ligada ao aumento de complexidade estrutural propiciado por essas estruturas biogênicas, que possuem a capacidade de transformar fundos homogêneos de substrato inconsolidado em substratos consolidados heterogêneos, o que amplia a disponibilidade de nichos e possibilita o aumento da diversidade de espécies associadas, tanto vegetais, quanto animais (ALVES,

2012; FIGUEIREDO et al., 2014), incluindo espécies da ictiofauna de interesse pesqueiro e conservacionista (PINHEIRO et al., 2010).

Os bancos de rodolitos brasileiros se destacam quanto à diversidade de espécies de algas formadoras, com 32 espécies de algas calcárias incrustantes identificadas até o momento, um número superior ao de outras regiões do mundo com inventários realizados para o grupo (BAHIA, 2014; FIGUEIREDO et al., 2014).

Para a análise de vulnerabilidade ambiental, foram realizados dois tipos de cálculos, à semelhança dos procedimentos realizados para os ecossistemas recifais, ou seja, um considerando o cruzamento dos resultados de fundo da modelagem de derrame de óleo com o mapeamento total dos bancos de rodolitos da área suscetível (sem corte batimétrico), e outro considerando o cruzamento dos resultados integrados de superfície e coluna d'água com o mapeamento dos bancos de rodolitos de águas rasas, até 20 m de profundidade (conforme **Quadro II-1**), que estariam mais suscetíveis a sofrerem efeitos do óleo superficial e sub-superficial. Para isso, foram mapeados os pontos e polígonos de ocorrência de bancos de rodolitos nas bacias marítimas com probabilidade de ocorrência de óleo, independentemente da profundidade e, posteriormente, foram selecionados aqueles localizados até a linha batimétrica de 20 m (base batimétrica de CPRM/ANP, 2013). Os polígonos interceptados pela linha batimétrica de 20 m foram recortados, de forma a serem consideradas apenas suas porções com profundidade de até 20 m. Como resultado, foi identificado apenas um polígono de banco de rodolito em profundidade inferior a 20 m, descrito no parágrafo abaixo.

Na área suscetível ao toque de óleo, nas Bacias da Foz do Amazonas e de Pará-Maranhão e na porção oeste da Bacia de Barreirinhas, encontra-se um extenso mosaico composto por três tipos de habitats bentônicos: estruturas carbonáticas (já citadas na descrição dos ecossistemas recifais); fundos dominados por esponjas; e rodolitos (MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018). Uma extensa área dessa região apresenta fundos compostos por mais de 50% de frações carbonáticas. O setor norte dessa área contém rodolitos com baixa vitalidade, compostos por menos de 5% de algas calcárias vivas. Já os setores central e sul são dominados por rodolitos com alta vitalidade, maior que

50% de cobertura por algas calcárias vivas (MOURA et al., 2016). Além dos bancos de rodolitos mapeados por Moura et al. (2016), o mapeamento desse ecossistema contou com outras fontes de dados de estudos que apresentam locais de presença de bancos de rodolitos de forma pontual (BAHIA, 2014; PETROBRAS/DOF SUBSEA, 2012; FRANCINI-FILHO et al., 2018; VALE et al., 2018). Todos os bancos de rodolitos identificados de forma pontual e a maior parte dos bancos mapeados como polígonos estão localizados em áreas mais profundas, entre 30 e 120 m, tendo sido identificado um único polígono com profundidade inferior a 20 m, na região de São João de Pirabas (PA).

Com relação aos efeitos do óleo, um derramamento acidental no mar pode representar uma fonte potencial de impactos sobre os bancos de rodolitos, uma vez que o óleo, combinado a sedimentos ressuspensos, pode vir a ser depositado no fundo e matar as algas calcárias por anoxia (FIGUEIREDO et al., 2014). Entretanto, não existem estudos experimentais sobre o impacto ao óleo e o tempo de recuperação (resiliência) específicos para bancos de rodolitos.

De modo geral, os bancos de algas são habitats vulneráveis e sensíveis a derrames de óleo. No entanto, como a maioria destes ambientes se encontra na região permanentemente submersa, isso os torna menos vulneráveis aos danos do que os ecossistemas litorâneos, que possuem área entre-marés, uma vez que o óleo geralmente passa flutuando sobre os bancos, sem contato direto, assim como ocorre com outros ecossistemas neríticos (NOAA, 2000). Em geral, aparentemente as algas são capazes de suportar os efeitos do petróleo mais eficazmente do que os animais, entretanto, a maioria dos estudos apresenta variações consideráveis nos resultados encontrados, que oscilam desde danos mínimos até a destruição severa dos bancos de algas, incluindo algas calcárias (O'BRIEN & DIXON, 1976).

Dependendo do tipo de óleo e do intemperismo ao qual seja submetido, o óleo pode atingir uma densidade maior que a da água do mar e afundar, podendo formar pavimentos asfálticos pela fotoxidação da camada superficial do depósito em ambiente de baixa energia. Isso pode ocorrer em bancos de rodolitos. Deste modo, o óleo disperso tende a ser retido e persistir por longo tempo neste substrato. Nestes ambientes de baixo hidrodinamismo e alta heterogeneidade de fundo, dificilmente esses poluentes armazenados são ressuspensos e

dispersados, quer seja por correntes de fundo, ou bioturbação (FIGUEIREDO et al., 2014).

Quanto maior a concentração de sedimento fino suspenso, maior a probabilidade de o óleo adsorvido por esse sedimento afundar e causar impacto nos rodolitos. A deposição de óleo no fundo pode ocorrer quando as gotas de óleo dispersas interagem com partículas do sedimento fino e matéria orgânica em suspensão, que ao tornarem-se mais pesadas, afundam (PATIN, 1999). Como a disponibilidade de partículas tende a ser maior em áreas mais rasas e próximas à costa, os bancos de rodolitos localizados em áreas mais rasas estariam mais suscetíveis ao recobrimento por óleo. Ademais, a porção mais rasa da Plataforma Interna, conhecida como Face da Costa Superior, que se estende até uma profundidade aproximada de 15 a 20 m (variável de acordo com as condições locais), é a zona onde o fundo sofre influência dos movimentos orbitais das ondas de bom tempo (LESSA, 2000; WALKER & PLINT, 1992), ou seja, nessa zona mais rasa, as comunidades bentônicas estariam sujeitas a constante revolvimento e movimentação dos sedimentos. No entanto, para a área suscetível foi mapeado apenas um polígono raso (< 20 m).

Conforme já destacado para os ecossistemas recifais, há ainda a possibilidade de toque das frações do óleo que ficam dispersas em forma de gotículas na coluna d'água, mesmo em bancos de rodolitos mais profundos, a depender da profundidade da mancha, conforme apresentado na modelagem de derrame de óleo no mar.

Com relação à resiliência, pode-se afirmar que a recuperação dos bancos de rodolitos seria lenta e este fato pode ser atribuído ao lento crescimento das algas calcárias (FIGUEIREDO et al., 2014). Estudos estimam que algas calcárias em recifes têm taxas de extensão marginal entre 4 a 28 mm por ano (ADEY & VASSAR, 1975; VILLAS-BOAS et al., 2005). Entretanto, as taxas de crescimento das algas calcárias formadoras de rodolitos são ainda menores, podendo ser de menos de 1 mm por ano (FOSTER, 2001). Em estudo recente, Amado-Filho et al. (2012a) estimou entre 1 e 1,5 mm por ano a taxa de crescimento de rodolitos no banco dos Abrolhos (BA).

Diante do exposto, considerando-se os possíveis efeitos do óleo, a grande diversidade da biota associada a esse ecossistema e a baixa resiliência, os



bancos de rodolitos são considerados ambientes de **alta sensibilidade**, assim como o entendimento adotado para os ecossistemas recifais.

De acordo com o mapeamento realizado, apenas um polígono de banco de rodolito foi identificado em profundidade inferior a 20 m, ao largo do município de São João de Pirabas, PA (polígono integrante dos bancos da região da Foz do Amazonas, descrito por MOURA et al., 2016). A análise de vulnerabilidade evidencia uma média vulnerabilidade para este polígono no inverno, e alta no verão, com probabilidade de toque de 80,60% (**Quadro II.5.5-1**).

Para a área total dos bancos de rodolitos mapeados (sem corte batimético), para a qual as probabilidades de toque foram obtidas a partir da intersecção das áreas com os resultados de probabilidade de toque de óleo no fundo marinho, os pontos de ocorrência de bancos de rodolitos localizados na Bacia do Pará-Maranhão (PETROBRAS/DOF SUBSEA, 2012) são os que apresentam maior probabilidade de toque (7,00% no inverno e 19,04% no verão), porém também com probabilidades inferiores a 30% e, por consequência, média vulnerabilidade. Os polígonos da região da Foz do Amazonas (FRANCINI-FILHO et al., 2018) e os pontos dessa mesma região (VALE et al., 2018) também apresentaram média vulnerabilidade no inverno, com probabilidades de toque de 1%, ao passo que no verão não apresentaram probabilidade de toque. Já no caso dos bancos de rodolitos rasos (< 20 m), foi identificada probabilidade de toque de 28%, consequentemente média vulnerabilidade, para um polígono na região da Foz do Amazonas (MOURA et al., 2016), enquanto que no verão nessa mesma área a probabilidade de toque foi de 80,60%, por consequência, com alta vulnerabilidade (**Quadro II.5.5-1**).

**Quadro II.5.5-1** - Índice de vulnerabilidade ambiental dos bancos de rodolitos, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).

Fonte / Local	Sensibili- dade	Inverno		Verão	
		%	Vuln.	%	Vuln.
<b>Bancos de Rodolitos (sem corte de profundidade)</b>					
Formação carbonática (possivelmente banco de rodolitos)_3 - PETROBRAS/DOF SUBSEA (2012)	Alta	1,00	Média	1,00	Média
Formação carbonática (possivelmente banco de rodolitos)_4 - PETROBRAS/DOF SUBSEA (2012)		1,00	Média	0,00	n/a

Fonte / Local	Sensibili- dade	Inverno		Verão	
		%	Vuln.	%	Vuln.
Formação carbonática (possivelmente banco de rodolitos)_7 - PETROBRAS/DOF SUBSEA (2012)		2,00	Média	19,04	Média
Formação carbonática (possivelmente banco de rodolitos)_8 - PETROBRAS/DOF SUBSEA (2012)		7,00	Média	12,63	Média
Banco de rodolitos_25 - Francini-Filho et al. (2008)		1,00	Média	0,00	n/a
Banco de rodolitos_42 - Vale et al. (2018)		1,00	Média	0,00	n/a
<b>Bancos de Rodolitos (&lt; 20 m de profundidade)</b>					
Banco de rodolitos_11 - Moura et al. (2016)	Alta	28,00	Média	80,60	Alta

## II.6 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Os objetivos para a criação de uma Unidade de Conservação (UC) estão invariavelmente associados à importância atribuída aos ambientes e recursos abrangidos. Dentre os objetivos evocados para a criação das Unidades de Conservação existentes na área com probabilidade de presença de óleo estão fatores como a proteção dos recursos hídricos, a proteção dos ecossistemas e das comunidades biológicas, a exploração sustentável dos recursos naturais, a preservação de modos de vida tradicionais, a preservação de paisagens e de formações geológicas notáveis, entre outros. Dessa forma, as Unidades de Conservação são espaços que possuem importância ecológica, geológica, social ou econômica reconhecida, e, portanto, esse fator ambiental possui **sensibilidade alta**.

Na área potencialmente atingida por vazamentos de óleo existe grande variedade de UCs: Áreas de Proteção Ambiental (APA), Parques Estaduais (PE), Reservas Biológicas (REBIO), Reservas Extrativistas (RESEX), entre outras. O **Quadro II.6-1** apresenta as probabilidades de toque nas UCs presentes na área potencialmente atingida por óleo e suas respectivas vulnerabilidades. Diversas UCs nos litorais de AP, PA e MA tiveram classificação de alta vulnerabilidade. Aquelas que apresentam alta vulnerabilidade no inverno e no verão são: PN do Cabo Orange, REBIO do Lago Piratuba e RESEX Marinha de Soure.

**Quadro II.6-1 - Índice de vulnerabilidade ambiental das Unidades de Conservação que podem ser atingidas por óleo, de acordo com sua sensibilidade e probabilidade máxima de toque por óleo. n/a – não aplicável (não apresenta vulnerabilidade).**

UF	Municípios	UC	Ambiente	Sensibilidade	Inverno		Verão	
					%	Vuln.	%	Vuln.
AP	Oiapoque e Calçoene	Parque Nacional do Cabo Orange	Litorâneo e Marinho	Alta	39,46	Alta	32,00	Alta
		Parque Nacional do Cabo Orange - Zona de Amortecimento	Litorâneo e Marinho		43,81	Alta	55,33	Alta
	Tartarugalzinho e Amapá	Reserva Biológica do Lago Piratuba	Litorâneo		49,00	Alta	37,46	Alta
	Amapá	Estação Ecológica de Maracá Jipioca	Marinho		39,33	Alta	25,75	Média
	Macapá	Reserva Biológica do Parazinho	Marinho		13,38	Média	42,00	Alta
PA	Soure	Reserva Extrativista Marinha de Soure	Litorâneo e Marinho		38,46	Alta	45,33	Alta
	Soure, São Sebastião da Boa Vista, Santa Cruz do Arari, Salvaterra, Ponta de Pedras, Muaná, Curralinho, Chaves, Cachoeira do Arari, Breves, Anajás, Afuá	Área de Proteção Ambiental do Arquipélago do Marajó	Litorâneo		47,00	Alta	28,09	Média
	São Caetano de Odivelas	Reserva Extrativista Marinha Mocapajuba	Litorâneo e Marinho		10,70	Média	14,00	Média
	Curuçá	Reserva Extrativista Mae Grande de Curuçá	Litorâneo e Marinho		23,41	Média	17,00	Média
	Marapanim	Reserva Extrativista Marinha Mestre Lucindo	Litorâneo e Marinho		42,81	Alta	17,00	Média
	Magalhães Barata	Reserva Extrativista Marinha Cuinarana	Litorâneo		0,67	Média	0,00	n/a
	Maracanã	Reserva Extrativista Maracanã	Litorâneo e Marinho		53,51	Alta	9,67	Média
	Maracanã	Área de Proteção Ambiental de Algodual-Maiandeuá	Litorâneo e Marinho		9,67	Média	46,15	Alta
	Bragança e Tracuateua	Reserva Extrativista Marinha Tracuateua	Litorâneo e Marinho		50,84	Alta	6,00	Média
	Bragança		Reserva Extrativista Marinha Caeté Taperaçú		Marinho e Litorâneo	55,18	Alta	2,00
			Reserva Extrativista Marinha Caeté Taperaçú - Zona de Amortecimento	Marinho e Litorâneo	57,19	Alta	6,00	Média
			APA da Ilha do Canela	Marinho	51,17	Alta	2,33	Média
	Augusto Corrêa	Área de Proteção Ambiental da Costa de Urumajó	Litorâneo e Marinho	49,50	Alta	0,67	Média	
Augusto Corrêa	Reserva Extrativista Marinha Arai-Peroba	Litorâneo e Marinho	39,46	Alta	0,00	n/a		

UF	Municípios	UC	Ambiente	Sensibili- dade	Inverno		Verão	
					%	Vuln.	%	Vuln.
	Viseu	Área de Proteção Ambiental Jabotitiua-Jatium	Litorâneo e Marinho		27,09	Média	0,00	n/a
	Viseu	Reserva Extrativista Marinha de Gurupi-Piriá	Litorâneo e Marinho		29,43	Média	0,00	n/a
MA	Cedral, Guimarães, Mirinzal, Bequimão, Cândido Mendes, Cedral, Porto Rico do Maranhão, Apicum-Açu, Serrano do Maranhão, Turiaçu, Luís Domingues, Godofredo Viana, Cururupu, Bacuri, Carutapera, Alcântara	Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses	Litorâneo e Marinho		42,81	Alta	0,00	n/a
	Cururupu	Parque Estadual Marinho do Parcel de Manuel Luis	Marinho		71,57	Alta	16,33	Média
		Reserva Extrativista de Cururupu	Litorâneo e Marinho		17,06	Média	0,00	n/a
	-	Parque Estadual Marinho Banco do Tarol	Marinho		63,88	Alta	0,00	n/a
	-	Parque Estadual Marinho Banco do Álvaro	Marinho		100,00	Alta	100,00	Alta

### **III. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Os resultados demonstram que a região suscetível, na linha de litoral entre Cururupu (MA) e Oiapoque (AP) e em regiões marinhas ao largo do município de Alcântara (MA) até Oiapoque (AP), nas Bacias Marítimas de Barreirinhas, Pará-Maranhão e Foz do Amazonas, é pontuada por ambientes de elevada sensibilidade que, associados às elevadas probabilidades de toque, especialmente no Pará e Maranhão, resultaram em níveis médios e altos de vulnerabilidade.

#### **III.1 ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA O RECEBIMENTO DE CONTINGÊNCIA**

Uma síntese detalhada da classificação de vulnerabilidade dos fatores analisados é apresentada no **Quadro III.1-1** e no

Quadro III.1-2 a seguir. Neles são destacados em vermelho os locais que devem ter prioridade no plano de ação de contingência pela presença de fatores classificados como de alta vulnerabilidade.

Da análise de vulnerabilidade depreende-se que grande parte da área sujeita às maiores probabilidades de toque apresenta elevada vulnerabilidade para pelo menos um grupo/ambiente. Assim, todos os municípios com ao menos uma célula em vermelho no **Quadro III.1-1** e no

Quadro III.1-2 podem ser considerados como áreas prioritárias de proteção, sobretudo as regiões com grandes concentrações de manguezais, ecossistemas recifais ou que apresentem áreas de concentração de sirênios, cetáceos e aves, e com presença de UCs. Neste sentido, destacam-se as seguintes áreas:

Períodos de inverno e verão:

- Região costeira do estado do PA e MA;
- Região da Foz do Rio Amazonas.

Além destes dois trechos do litoral destacados acima, merecem destaque, em ambos os períodos do ano, os ecossistemas recifais da região da Foz do Amazonas (descritos por MOURA et al., 2016), principalmente aqueles em profundidades inferiores a 20 m. Destaca-se também a UC Parque Estadual Marinho Banco do Álvaro, que teve classificação de alta vulnerabilidade no verão e no inverno, com 100% de probabilidade de toque em ambas as estações.

**Quadro III.1-1 - Locais que deverão ser priorizados na ação de contingência (células em vermelho) por maior vulnerabilidade ao óleo no cenário de inverno. As células em verde mostram baixa vulnerabilidade, em laranja média vulnerabilidade e em vermelho alta vulnerabilidade.**

Estado	Cidade	Captação de água	Portos, atracadouros, rotas de transporte marítimo	Áreas de ocupação humana	Áreas de recreação	Pesca Industrial	Pesca artesanal	Comunidades indígenas e quilombolas	Queilônios	Pequenos Cetáceos	Sirênios	Aves marinhas	Praias	Planícies de maré e terraços de baixa-mar	Manguezais	Recifes de Corais	Bancos de Rodólitos	Unidades de Conservação
AP	Oiapoque						Am				Al	Al				Al	Am	Al
	Calçoene						Al				Al	Al		Al	Al	Al	Am	Al
	Cutias									Am					Am	Al	Am	
	Amapá		Am	Am			Al		Al	Am		Al		Al	Al	Al	Am	Al
	Santana						Al									Al	Am	
	Macapá						Al				Al	Al		Am	Al	Al	Am	Al
	Itaubal						Al					Al				Al	Am	
PA	Afuá						Al				Al	Al		Al	Al	Al	Am	
	Chaves		Am	Am			Al				Al	Al		Al	Al	Al	Am	
	Soure			Am	Al		Al			Al	Al	Al	Am	Al	Al	Al	Am	Al
	Salvaterra	Am	Am	Am	Al	Al	Al			Al	Al	Al	Am	Al	Al	Al	Am	Al



Estado	Cidade	Captação de água	Portos, atracadouros, rotas de transporte marítimo	Áreas de ocupação humana	Áreas de recreação	Pesca Industrial	Pesca artesanal	Comunidades indígenas e quilombolas	Quelônios	Pequenos Cetáceos	Sirênios	Aves marinhas	Pratas	Planícies de maré e terraços de baixa-mar	Manguezais	Recifes de Corais	Bancos de Rodolitos	Unidades de Conservação
	Cachoeira do Arari						Red	Yellow		Red	Red	Red			Yellow	Red	Yellow	Red
	Ponta de Pedras						Red			Red	Red	Red			Yellow	Red	Yellow	Red
	Mauná										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Benevides										Red	Red				Red	Yellow	Red
	São Sebastião da Boa Vista										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Marituba										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Curralinho										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Ananindeua										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Limoeiro do Ajuru										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Belém					Red	Red			Red	Red	Yellow				Red	Yellow	Red
	Cametá										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Santa Bárbara do Pará										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Igarapé-Miri										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Santo Antônio do Tauá						Red				Red	Red				Red	Yellow	Red
	Abaetetuba					Red	Red				Red	Red				Red	Yellow	Red
	Colares						Red	Yellow		Red	Red			Yellow	Yellow	Red	Yellow	Red
	Moju										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Barcarena						Red			Red	Red					Red	Yellow	Red
	Vigia				Yellow	Red	Red			Red	Red					Red	Yellow	Red
	São Caetano de Odivelas						Red				Red	Red		Yellow	Yellow	Red	Yellow	Red
	Acará					Red	Red			Red	Red					Red	Yellow	Red
	Bujarú										Red	Red				Red	Yellow	Red
	São João da Ponta										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Santa Isabel do Pará										Red	Red				Red	Yellow	Red
	Curuçá						Red		Red		Red	Red	Yellow	Green	Yellow	Red	Yellow	Red
	Marapanim			Green			Red			Yellow	Red	Red	Green	Yellow	Yellow	Red	Yellow	Red
	Magalhães Barata						Red				Red	Red				Red	Yellow	Red
	Marcanã			Green			Red				Red	Red	Green	Yellow	Yellow	Red	Yellow	Red
	Salinópolis			Green			Red				Red	Red				Red	Yellow	Red
	Primavera						Yellow				Red	Red				Red	Yellow	Red
	São João de Pirabas				Yellow	Red	Red				Red	Red		Yellow	Yellow	Red	Yellow	Red
	Quatipuru						Red				Red	Red	Green	Yellow	Yellow	Red	Yellow	Red

Estado	Cidade	Captação de água	Portos, atracadouros, rotas de transporte marítimo	Áreas de ocupação humana	Áreas de recreação	Pesca Industrial	Pesca artesanal	Comunidades indígenas e quilombolas	Quelônios	Pequenos Cetáceos	Sirênios	Aves marinhas	Pratas	Planícies de maré e terraços de baixa-mar	Manguezais	Recifes de Corais	Bancos de Rodolitos	Unidades de Conservação	
	Tracuateua																		
	Bragança																		
	Augusto Corrêa																		
	Viséu																		
MA	Carutapera																		
	Luís Domingues																		
	Godofredo Viana																		
	Cândido Mendes																		
	Turiação																		
	Turilândia																		
	Bacuri																		
	Apicum-açu																		
	Serrano do Maranhão																		
	Cururupu																		
	Porto Rico do Maranhão																		
	Cedral																		
	Guimarães																		
	Alcântara																		
	Raposa																		
	Paço do Lumiar																		
	São Luís																		
	São José de Ribamar																		
	Paulino Neves																		
	Barreirinhas																		
Tutóia																			
PI	Parnaíba																		
	Luís Correia																		
CE	Camocim																		
	Itarema																		

**Quadro III.1-2** - Locais que deverão ser priorizados na ação de contingência (células em vermelho) por maior vulnerabilidade ao óleo no cenário de verão. As células em verde mostram baixa vulnerabilidade, em laranja média vulnerabilidade e em vermelho alta vulnerabilidade.

Estado	Cidade	Captação de água	Portos, atracadouros, rotas de transporte marítimo	Áreas de ocupação humana	Áreas de recreação	Pesca Industrial	Pesca artesanal	Comunidades indígenas e quilombolas	Quelônios	Pequenos Cetáceos	Sirênios	Aves marinhas	Praias	Planícies de maré e terraços de baixa-mar	Manguezais	Recifes de Corais	Bancos de Rodolitos	Unidades de Conservação
AP	Oiapoque						Red			Am	Red	Red		Am	Am	Red	Am	Red
	Calçoene						Red			Am	Red	Am		Am	Am	Red	Am	Red
	Cutias									Am						Red	Am	Red
	Amapá		Ver	Am			Red		Red	Am		Red		Am	Am	Red	Am	Red
	Santana						Red									Red	Am	Red
	Macapá						Red				Red	Am		Am	Am	Red	Am	Red
	Itaubal						Red				Red	Am				Red	Am	Red
PA	Afuá						Red				Red	Red				Red	Am	Red
	Chaves		Ver	Ver			Red				Red	Red		Am	Am	Red	Am	Red
	Soure			Ver	Am		Red			Am	Red	Red	Ver	Am	Am	Red	Am	Red
	Salvaterra		Ver	Ver	Am	Red	Red			Am	Red	Red	Ver	Am	Am	Red	Am	Red
	Cachoeira do Arari						Red				Red	Red			Am	Red	Am	Red
	Ponta de Pedras						Red			Am	Red	Red				Red	Am	Red
	Mauná						Red				Red	Red				Red	Am	Red
	Benevides						Red				Red	Red				Red	Am	Red
	São Sebastião da Boa Vista						Red				Red	Red				Red	Am	Red
	Marituba						Red				Red	Red				Red	Am	Red
	Curralinho						Red				Red	Red				Red	Am	Red
	Ananindeua						Red				Red	Red				Red	Am	Red
	Limoeiro do Ajuru						Red				Red	Red				Red	Am	Red
	Belém						Red	Red			Am	Red	Am			Red	Am	Red
	Cametá						Red	Red				Red	Red			Red	Am	Red
	Santa Bárbara do Pará						Red	Red				Red	Red			Red	Am	Red
	Igarapé-Miri						Red	Red				Red	Red			Red	Am	Red
Santo Antônio do Tauá						Red	Red				Red	Red			Red	Am	Red	

Estado	Cidade	Captação de água	Portos, atracadouros, rotas de transporte marítimo	Áreas de ocupação humana	Áreas de recreação	Pesca Industrial	Pesca artesanal	Comunidades indígenas e quilombolas	Quelônios	Pequenos Cetáceos	Sirênios	Aves marinhas	Praias	Planícies de maré e terraços de baixa-mar	Manguezais	Recifes de Corais	Bancos de Rodolitos	Unidades de Conservação
MA	Abaetetuba																	
	Colares																	
	Moju																	
	Barcarena																	
	Vigia																	
	São Caetano de Odivelas																	
	Acará																	
	Bujarú																	
	São João da Ponta																	
	Santa Isabel do Pará																	
	Curuçá																	
	Marapanim																	
	Magalhães Barata																	
	Marcanã																	
	Salinópolis																	
	Primavera																	
	São João de Pirabas																	
	Quatipuru																	
	Tracuateua																	
	Bragança																	
Augusto Corrêa																		
Viseu																		
Carutapera																		
Lúis Domingues																		
Godofredo Viana																		
Cândido Mendes																		
Turiçu																		
Turilândia																		
Bacuri																		
Apicum-açu																		
Serrano do Maranhão																		
Cururupu																		
Porto Rico do Maranhão																		
Cedral																		
Guimarães																		

Estado	Cidade	Captação de água	Portos, atracadouros, rotas de transporte marítimo	Áreas de ocupação humana	Áreas de recreação	Pesca Industrial	Pesca artesanal	Comunidades indígenas e quilombolas	Quelônios	Pequenos Cetáceos	Sirênios	Aves marinhas	Praias	Planícies de maré e terraços de baixa-mar	Manguezais	Recifes de Corais	Bancos de Rodolitos	Unidades de Conservação
	Alcântara																	
	Raposa																	
	Paço do Lumiar																	
	São Luís																	
	São José de Ribamar																	
	Paulino Neves																	
	Barreirinhas																	
	Tutóia																	
PI	Parnaíba																	
	Luís Correia																	
CE	Camocim																	
	Itarema																	

## IV. EQUIPE TÉCNICA

A presente Análise da Vulnerabilidade para as atividades de perfuração marítima nos blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5 foi elaborada pela Egis – Engenharia e Consultoria Ltda. (Cadastro Técnico Federal – 4326330). São apresentados, a seguir, os profissionais responsáveis, com a referência de cargo e função da equipe da Egis e, no Apêndice II, os Certificados de Regularidade do Cadastro Técnico Federal do IBAMA.

<b>Profissional</b>	Arquiteta e Urbanista Msc. Juliana Carmo Antunes
<b>Registro no Conselho de Classe</b>	CAU A108728-2
<b>Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental</b>	4434904
<b>Responsabilidade</b>	Coordenação Geral
<b>Assinatura</b>	_____

<b>Profissional</b>	Cientista Social Msc. Ricardo Serra
<b>Registro no Conselho de Classe</b>	- Não aplicável
<b>Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental</b>	3716661
<b>Responsabilidade</b>	Gerência de contrato
<b>Assinatura</b>	_____



<b>Profissional</b>	Biólogo Msc. Bruno Trevizan Pinotti
<b>Registro no Conselho de Classe</b>	CRBio 72457
<b>Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental</b>	1836395
<b>Responsabilidade</b>	Coordenação do Meio Biótico
<b>Assinatura</b>	_____

<b>Profissional</b>	Biólogo Msc. Bruno Rodrigues Ginciene
<b>Registro no Conselho de Classe</b>	CRBio 86253
<b>Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental</b>	5487289
<b>Responsabilidade</b>	Geoprocessamento
<b>Assinatura</b>	_____

<b>Profissional</b>	Oceanógrafo Dr. Hélvio Prevelato Gregório
<b>Registro no Conselho de Classe</b>	- Não aplicável
<b>Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental</b>	4352605
<b>Responsabilidade</b>	Análise de Vulnerabilidade
<b>Assinatura</b>	_____

## V. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBRIANO, R.M., M.M. CARRANZA, S.L. HOGLE, R.A. LEVIN, A.N. NETBURN, K.L. SETO, S.M. SNYDER, SIO280, AND P.J.S. FRANKS. Deepwater Horizon oil spill: A review of the planktonic response. *Oceanography* v. 24, n. 3, p. 294–301, <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2011.80>. 2011.

ABREU-GROBOIS, A; PLOTKIN, P. 2008. *Lepidochelys olivacea*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acessado em 22 de Outubro de 2014.

ADEY, W. H.; VASSAR J. M. Colonization, succession and growth rates of tropical crustose coralline algae (Rhodophyta, Cryptonemiales). *Phycologia*, v. 14, n. 2, pp. 55-69, 1975.

AGUIAR, K. M. O., NAIFF, R. H., XAVIER, B. Aves da Reserva Biológica do Lago Piratuba, Amapá, Brasil. *Ornithologia*, v. 4, p. 1–14, 2010.

ALMEIDA AP, SANTOS AJB, THOMÉ JCA, BELINI C, BAPTISTOTTE C, MARCOVALDI MA, SANTOS AS, LOPEZ M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*. v. 1, n. 18-25, 2011a.

ALMEIDA, A. P.; MOREIRA, L. M. P.; BRUNO, S. C.; THOMÉ, J. C. A.; MARTINS, A. S.; BOLTEN, A. B.; BJORN DAL, K. A. Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. *Endangered Species Research*. v. 14, p.193-201, 2011c.

ALMEIDA, B.; RODRIGUES, A. A. F. Abundância sazonal de aves limícolas em área costeira amazônica, praia de Panaquatira, Golfão Maranhense, Brasil. *Ornithologia*, v. 8, n. 1, p. 38–42, 2015.

ALMEIDA, P. A.; THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C.; MARCOVALDI, M. Â.; SANTOS, A. S.; LOPEZ, M. Avaliação do Estado de conservação da Tartaruga marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) no Brasil. *Revista biodiversidade Brasileira*. Ano I, n. 1, 37-44. 2011b.

ALONSO-ALVAREZ, C., PÉREZ, C, VELANDO, A. Effects of acute exposure to heavy fuel oil from the Prestige spill on a seabird. *Aquatic Toxicology*. v. 84, n. 1. 2007.

ALVES, G. L. Fitobentos associados a bancos de rodolitos do litoral norte da Bahia: Aspectos taxonômicos e ecológicos. *Dissertação (Mestrado)*. Universidade Estadual de Feira de Santana, 174 f. 2012

ALVES, M. D. O. Peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*: ecologia e conhecimento tradicional no Ceará e Rio Grande do Norte, Brasil. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2007.

ALVES, M. D. O.; BORGES, J. C. G.; ARAÚJO, M. E. Pilot aerial study of the marine megafauna in northern coast Alagoas, Brazil. *Tropical Oceanography*. Recife. 41(1-2): 108-119, 2013b.

ALVES, M. D. O.; SCHWAMBORN, R.; BORGES, J. C. G.; MARMONTEL, M.; COSTA, A. F.; SCHETTINI, C. A. F.; ARAÚJO, M. E. Aerial survey of manatees, dolphins and sea turtles off northeastern Brazil: Correlations with coastal features and human activities. *Biological Conservation*. 161: 91–100, 2013a.

AMADO-FILHO, G. M.; MOURA, R. L.; BASTOS, A. C.; SALGADO, L. T.; SUMIDA, P. Y. G.; GUTH, A. Z.; FRANCINI-FILHO, R. B.; PEREIRA-FILHO, G. H.; ABRANTES, D. P.; BRASILEIRO, P. S.; BAHIA, R. G.; LEAL, R. N.; KAUFMAN, L.; KLEYPAS, J. A.; FARINA, M.; THOMPSON, F. L. Rhodolith beds are major CaCO<sub>3</sub> bio-factories in the tropical South West Atlantic. *PLoS ONE*, v. 7, n. 4, p. 5–10, 2012a.

AMARAL, A.C.Z., AMARAL, E.H.M., LEITE, F.P.P. & GIANUCA, N.M. (coord.). Diagnóstico sobre Praias Arenosas. In: Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha. 56 p. 1999.

AMARAL, K. B.; HEINZELMANN, L.; ALVARES, D. J.; MARTINS, M. B.; MORENO, I. B. Modelagem de Nicho Ecológico dos Golfinhos do Gênero *Stenella* (Cetartiodactyla: Delphininae) no Oceano Atlântico Sul Ocidental. In: A fauna de Odontocetos no Brasil, biogeografia e taxonomia: subsídios para a conservação - Relatório Final. Porto Alegre: Universidade Federal do rio Grande do Sul, 2013. p. 76–95.

AMARAL, F. D.; HUDSON, M. M.; STEINER, A. Q.; RAMOS, C. A. C. Corals and calcified hydroids of the Manuel Luiz Marine State Park (State of Maranhão, Northeast Brazil). *Biota Neotropica*, v. 7, n. 3, p. 73–81, 2007.

ANANIAS, S. M. A. Fidelidade à área e padrão de associação em *Sotalia guianensis*, baseado na técnica de foto-identificação. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 37 p. 2006.

ANDRADE, M. C. M.; LUNA, F. O. & REIS, M. L. (orgs.). Plano de ação nacional para a conservação dos sirênios: peixe-boi-da-Amazônia: *Trichechus inunguis* e peixe-boi-marinho: *Trichechus manatus*. ICMBio, Brasília. 80 p. 2011.

ANDRADE-TUBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R; VIANNA, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Brasiliensis*. v. 12, n. 4, p. 640-661, 2008.

ANDRIOLO, A., KINAS, P.G. & ENGEL, M.H., MARTINS, C.C.A. & RUFINO, A.M. Humpback whales within the Brazilian breeding ground: distribution and population size estimate. *Endangered Species Research*. v. 11, p. 233-243, 2010a.

ANDRIOLO, A., MARTINS, C.C.A., ENGEL, M.H., PIZZORNO, J.L., MÁS-ROSA, S., FREITAS, A.C., MORETE, M.E. & KINAS, P.G. The first aerial survey to estimate abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the breeding ground off Brazil (Breeding Stock A). *Journal of Cetacean Research and Management*. v. 8, n. 3, p. 307-311, 2006.

ANDRIOLO, A., ROCHA, J. M. D., ZERBINI, A. N., SIMÕES-LOPES, P. C., MORENO, I. B., LUCENA, A. & BASSOI, M. Distribution and relative abundance of large whales in a former whaling ground off eastern South America. *Zoologia (Curitiba)*. v. 27, n. 5, p. 741-750, 2010b.

ANDRIOLO, A.; ZERBINI, A. N. Migração de baleias-jubarte: o que falta conhecer? *Revista de Etologia*, v. 9, n. 2, p. 31–33, 2010.

ANDRIOLO, A.; ZERBINI, A. N.; MOREIRA, S.; PIZZORNO, J. L.; DANILEWICZ, D.; MAIA, Y. G.; MAMEDE, N.; CASTRO, F. R.; CLAPHAM, P. What do humpback whales *Megaptera novaeangliae* (Cetartiodactyla: Balaenopteridae) pairs do after tagging? *Zoologia*. v. 31, p. 105-113, 2014.

ANTAS, P. T. Z. Migration of nearctic shorebirds (Charadriidae and Scolopacidae) in Brazil – flyways and their different seasonal use. *Wader Study Group Bulletin*, v. 39, p. 52–56, 1983.

ANTAS, P.T.Z. Migration of nearctic shorebirds (Charadriidae and Scolopacidae) in Brazil – flyways and their different seasonal use. *Wader Study Group Bull.* 39: 52-56. 1983.

API. Oil spill cleanup: options for minimizing adverse ecological impacts. Washington, Tetra Tech. 580 p. (API, 4435). 1985.

AQUASIS – ASSOCIAÇÃO DE PESQUISA E PRESERVAÇÃO DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS, Refúgio de Vida Silvestre Peixe-Boi-Marinho, Consolidação da proposta de criação de Unidade de Conservação. Caucaia, 2008.

ARCOVERDE, D. L.; SOUSA, M. E. M.; EMIN-LIMA, R.; SANTOS, G. M. A.; MARTINS, B. M. L.; RODRIGUES, A. L. F.; SILVA-JR, J. S.; SICILIANO, S. Atualização dos registros de ocorrência de grandes cetáceos na costa norte, Pará, Brasil, 2006-2010. In: Resumos do XIV Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul (RT). 8º Congresso da Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos (SOLAMAC), Florianópolis. Anais... Florianópolis: 2010.

AVELINE, L. C. Fauna de manguezais brasileiros. *Revista Brasileira Geografia*, v. 42, n. 2, p. 786–821, 1980.

AZEVEDO, A.F., BISI, T.L., VAN SLUYS, M., DORNELES, P.R. & BRITO JR. L.B. Comportamento do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae): amostragem, termos e definições. *Oecologia Brasiliensis*. v. 13, n. 1, p. 192-200, 2009.

AZEVEDO-JÚNIOR, S. M. De; LARRAZÁBAL, M. E. De; PENA, O. Aves aquáticas de ambientes antrópicos (salinas) do Rio Grande do Norte, Brasil. In: BRANCO, J. O. (Ed.). *Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação*. Itajaí: Editora Univali, 2004. p. 255–266.

BAHIA, R. da G. Algas coralináceas formadoras de rodolitos da plataforma continental tropical e ilhas oceânicas do Brasil: levantamento florístico e taxonomia. 2014. Escola Nacional de Botânica Tropical - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2014.

BAKER, J.M., CLARK, R.B., KINGSTON, P.F. AND JENKINS, R.H., Natural recovery of cold water marine environments after an oil spill. *Anais...In: 13th AMOP Seminar*. Edmonton. 1990.

BALAZS, G. H. Status of sea turtles in the Central Pacific Ocean. In: BJORNDAL, K. A. (ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Washington DC: Smithsonian Institution Press, p. 243-252. 1982.

BALLOU, T G.; LEWIS, R. R. Environmental assessment and restoration recommendations for a mangrove forest affected by jet fuel. *International Oil Spill Conference Proceedings*, v. 1989, n. 1, p. 407-412, 1989

BALSEIRO, A., ESPI, A., MARQUEZ, I., PEREZ, V., FERRERAS, M.C., MARIN, J.F.G., PRIETO, J.M., Pathological features in marine birds affected by the Prestige's oil spill in the north of Spain. *J. Wildlife Dis.* 41, 371–378. 2005.

BAPTISTOTTE, C., THOMÉ, J.C.A.; BJORNDAL, K.A. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*. v. 4, n. 3, p. 523-529, 2003.

BARACHO, C.; CIPOLOTTI, S.; MARCOVALDI, E.; APOLINÁRIO, M.; SILVA, M. B. The occurrence of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the biological reserve of Atol das Rocas in north-eastern Brazil. *JMBA2. Biodiversity Records*. v. 1, p. 75, 2007.

BARACHO, C.; CIPOLOTTI, S.; MARCOVALDI, E.; ROSSI-SANTOS, M.; SILVA, M. B.; APOLINÁRIO, M. Viabilidade de estudos de foto e vídeo-identificação de cetáceos oceânicos na Rebio Atol das Rocas. In: Workshop "Ilhas Oceânicas Brasileiras - da Pesquisa ao Manejo". *Anais... Museu Nacional (UFRJ)*, Rio de Janeiro, 5-7 de julho de 2005.

BARATA, P. C. R.; FABIANO, F. F. C. Evidence for Leatherback Sea Turtle (*Dermochelys coriacea*) Nesting in Arraial do Cabo, State of Rio de Janeiro, and

a Review of Occasional Leatherback Nests in Brazil. Marine Turtle Newsletter, v. 96, n. 96, p. 13–16, 2002.

BARBOSA, D. A.; LIMA, D.; SILVA, C. R.; MARMONTEL, M.; STEPHANO, A. Mortalidade do boto (*Sotalia guianensis*) no município de Amapá, estado do Amapá. In: XIV Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul (RT), 8º Congresso da Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos (SOLAMAC). **Anais...** Florianópolis (SC), 24 a 28 de outubro de 2010.

BARBOSA, L. A.; MAYORGA, L. F. S. P.; ZANOTTI, A. D. Nidificação de *Dermochelys coriacea* (Testudines, Dermochelyidae) no município de Vila Velha, Espírito Santo, Brasil. Revista Brasileira de Biociências, v. 14, n. 1-2-3, p. 227–231, 2012.

BARRETO, L.; RIBEIRO, A. B. N.; RIBEIRO, L. E. S.; AZEVEDO, R. R. Quelônios. In: Biodiversidade Marinha da Ilha do Maranhão. EDUFMA, 2013. p. 161–172.

BARROS, A., ALVAREZ, D. & VELANDO, A. Long-term reproductive impairment in a seabird after the Prestige oil spill. Biol. Lett. vol. 10 no. 4. abr. 2014

BARROS, N.B. Recent cetacean records for southeastern Brazil. Marine Mammal Science. v. 7, n. 3, p. 296-306, 1991.

BATISTA, R.L.G., SCHIAVETTI, A., SANTOS U.A. & REIS, M.S.S. Cetaceans registered on the coast of Ilhéus (Bahia), northeastern Brazil. Biota Neotropica. v. 12, n. 1, p. 31-38, 2012.

BAUDOIN, M.; THOISY, B.; CHAMBAULT, P.; BERZINS, R.; ENTRAYGUES, M.; KELLE, L.; TURNY, A.; MAHO, Y. L.; CHEVALLIER, D. Identification of key marine areas for conservation based on satellite tracking of post-nesting migrating green turtles (*Chelonia mydas*). Biological Conservation, v. 184, p. 36–41, 2015.

BENCKE, G.A., G.N. MAURÍCIO, P.F. DEVELEY e J.M. GOERCK. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte I - Estados do Domínio da Mata Atlântica. Save Brasil, São Paulo, SP, 2006.

BEST, R., Seasonal breeding in the Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). Biotropica 14(1): 76-79, 1982.

BEUKEMA, J. J., FLACH, E. C., DEKKER, R., & STARINK, M. A long-term study of the recovery of the macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. Journal of Sea Research, v. 42, n. 3, p. 235-254. 1999.

BIRDLIFE. Species. BirdLife's Global Species Programme. 2016. Disponível em: <<http://www.birdlife.org/datazone/species>>.



BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; MOREIRA, L.; BELINI, C.; MARCOVALDI, M. A. Population Structure and Diversity of Brazilian Green Turtle Rookeries Based on Mitochondrial DNA Sequences. *Chelonian Conservation and Biology*, v. 5, n. 2, p. 262–268, 2006.

BJORNDAL, K. A.; ZUG, G. R. Growth and Age of Sea Turtles. In: BJORNDAL, K. A. (ed.) *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Washington DC: Smithsonian Institution Press. p. 599-600. 1995.

BOROBIA, M. & BARROS, N. B. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. *Marine Mammal Science*. v. 5, n.4, p. 395–399. 1989.

BOROBIA, M., S. SICILIANO, L. LODI, AND W. HOEK. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. *Can. J. Zool.* v. 69, p. 1025–1039. 1991.

BOROBIA, M.; LODI, L. Recent observations and records of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in northeastern Brazil. *Biological Conservation*. v. 59, p. 37-43, 1992.

BOTH, R.; FREITAS, T. O. R. Aves marinhas no arquipélago de São Pedro e São Paulo. p.193-212. In: Branco, J. O. (org.). *Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação*. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC. 2004.

BURNS, K.A., GARRITY, S.D.; LEVINGS, S.E. How many years until mangrove ecosystems recover from catastrophic spills? *Marine Pollution Bulletin*, v. 26, n. 5, p. 239-248, 1993.

CAMILLO, C. S.; ROMERO, R. de M.; LEONE, L. G.; BATISTA, R. L. G.; VELOZO, R. S.; NOGUEIRA-FILHO, S. L. G. Características da reprodução de tartarugas marinhas (Testudines, Cheloniidae) no litoral sul da Bahia, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 9, n. 2, p. 131–138, 2009.

CAMPOS, A. E. S. P., da ROCHA, J. C. Á. G., COLLAÇO, B. J. R., COLLAÇO, K. de M. S. L. Aspectos do comportamento de forrageio do boto-cinza *Sotalia guianensis* Van Bénédén, 1864 (Cetacea, Delphinidae), no Porto de Maceió-AL. *Anais... VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Resumo Estendido. Caxambu – Minas Gerais. 2007.

CAMPOS, C. E. C.; CAMPOS, C. E. C.; NAIFF, R. H.; NAIFF, R. H.; ARAÚJO, A. S. De; ARAÚJO, A. S. De. Censo de aves migratórias (Charadriidae e Scolopacidae) da Porção Norte da Bacia Amazônica, Macapá, Amapá, Brasil. *Ornithologia*, v. 3, p. 38–46, 2008.

CAMPOS, C. E. C.; NAIFF, R. H.; ARAÚJO, A. S. Censo de aves migratórias (Charadriidae e Scolopacidae) da Porção Norte da Bacia Amazônica, Macapá, Amapá, Brasil. *Ornithologia*, v. 3, n. 1, p. 38–46, 2008.

CARLI, R. de C. Caracterização da frequência de atividades aéreas do golfinho-rotador, *Stenella longirostris* (Gray, 1828), na Baía dos Golfinhos do Parque

Nacional Marinho de Fernando de Noronha. 2012. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, p. 116. 2012.

CARTER, H.R., LEE, V.A., PAGE, G.W., PARKER, M.W., FORD, R.G, SWARTZMAN, G., KRESS, S.W., SISKIN, B.R., SINGER, S.W. & FRY, D.M. The 1986 Apex Houston oil spill in central California: Seabird injury assessments and litigation Process. *Marine Ornithology*. v. 31, p. 9-19. 2003.

CARVALHO, D. L.; RODRIGUES, A. A. F. Spatial and temporal distribution of migrant shorebirds (Charadriiformes) on Caranguejos Island in the Gulf of Maranhão, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 19, n. 4, p. 486–492, 2011.

CARVALHO, M. S.; ROSSI-SANTOS, M. R. Sightings of the bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Trindade Island, Brazil, South Atlantic Ocean. *Marine Biodiversity Records*. v. 4, n. e15, doi:10.1017/S1755267211000029, 2011.

CASTILHOS, J. C., COELHO, C. A., ARGOLO, J. F. , SANTOS, E. A. P., MARCOVALDI, M. A., SANTOS, A. S. & LOPEZ, M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* (eschscholtz, 1829) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, Ano I, No 1, 28-36. ICMBio, 2011.

CASTRO, C. B. (Rel.). 1997. Desenvolvimento de um Plano de Ação para a Conservação dos Recursos Marinhos do Complexo de Abrolhos: Aspectos Ambientais. Conservation International. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Salvador. 104 p.

CASTRO, C. B. Recifes de coral. In: Workshop: Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha, Anais...1999. Disponível em:  
<<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Avalia??o+e+a??es+priorit?rias+para+a+conserva??o+da+biodiversidade+da+zona+costeira+e+marinha++Recifes+de+coral#0>>. Acesso em: março de 2017.

CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*, v. 69, n. 2, p. 357–371, 2001.

CASTRO, C.B. Recifes de coral: avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha. [S.L.], 1999. Disponível em: <<http://www.bdt.org.br/workshop/costa/recifes>>. Acesso em: agosto de 2016.

CASTRO, F.R., N. MAMEDE, D. DANILEWICZ, Y. GEYER, J.L.A. PIZZORNO, A.N. ZERBINI, A. ANDRIOLO. Are marine protected areas and priority areas for conservation representative of humpback whale breeding habitats in the western South Atlantic?. *Biological Conservation*. v. 179 p. 106-114, 2014.

CBRO – Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. <http://www.cbro.org.br/CBRO/pdf/AvesBrasil2014.pdf>. Acesso em 2015.

CHAEFFER-NOVELLI, Y.; COELHO-JUNIOR, C.; TOGNELLA-DE-ROSA, M. Manguezais. São Paulo: Editora Ática, 2004.

CHAKRABARTI, A. Sedimentary structures of tidal flats: A journey from coast to inner estuarine region of eastern India. *Journal of Earth System Science, India*, v.114, n. 3, p. 353-368, 2005.

CHALOUPKA, M.; LIMPUS, C. Robust statistical modelling of hawksbill sea turtle growth rates (southern Great Barrier Reef). *Marine Ecology Progress Series*. v. 146, p. 1-8. 1997.

CHOI, K. F. Áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no Ceará e Rio Grande do Norte. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza. 246 p. 2011.

CITES. Apêndices I, II e III - Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Genebra, Suíça, 2017.

CLAPHAM, P. J.; MAYO, C. A. Reproduction and recruitment of individually identified humpback whales (*Megaptera novaeangliae*), observed in Massachusetts Bay, 1979-1985. *Canadian Journal of Zoology*. v. 65, n. 12, p. 2853-2863, 1987.

COELHO, E.T; ALVES, V.S.; SONEGHET, M.L.L. & CARVALHO, F.S. Levantamento das aves marinhas no percurso Rio de Janeiro - Bahía (Brasil). *Bolm. Inst. oceanogr.*, S Paulo, 38(2):161-167,1990.

COLLAÇO, K. M. S. L. Uso de habitat, orçamento temporal e influência da maré e da geomorfologia do fundo, sobre o comportamento do boto *Sotalia guianensis* van Bénédén, 1864 (Cetacea: Delphinidae) no porto de Maceió - Alagoas, Brasil. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 90 p. 2008.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, v. 199, p. 1302-1310, 1981.

CORDEIRO, R. T. S.; NEVES, B. M.; ROSA-FILHO, J. S.; PÉREZ, C. D. Mesophotic coral ecosystems occur offshore and north of the Amazon River. *Bulletin of Marine Science*, v. 91, n. 4, p. 491–510, 2015.

COSTA, A. F. Distribuição espacial e status do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, (Sirenia: Trichechidae) no litoral leste do Estado do Ceará. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza. 131 p. 2006.

COULSON, J.C. Colonial breeding in seabirds. In Schreuber, E.A. & Burger, J. *Biology of Marine Birds*. ISBN 0-8493-9882-7. CRC Press. p. 727. 2001.

CPRM/ANP. Batimetria da Zona Econômica Exclusiva do Brasil. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais; Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis, 2013.

CRUZ, L. D.; FERNANDES, F. R.; RODRIGUES, A. A. F.; LOPES, A. T. L.; SILVA, L. de M. R.; AZAMBUJA, A. K. Desova da Tartaruga-de-pente *Eretmochelys imbricata* (Testudinata: Cheloniidae) na Praia de Panaquatira, município de São José de Ribamar, Maranhão, Brasil. In: VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza. Anais... Fortaleza: 2003.

CULIK, B.M. Review of small cetaceans: distribution, behaviour, migration and threats. Illustrations by Maurizio Wurtz. Bonn: Artescienza. Marine Mammal Action Plan / Regional Seas Reports and Studies, 2004. n. 177, 345 p. 2004.

DE LA HUZ, R., LASTRA, M., JUNOY, J., CASTELLANOS, C., & VIEITEZ, J. M. Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: preliminary study of the “Prestige” oil spill. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 65, n. 1, p. 19-29. 2005.

DE LUCA, A. C.; DEVELEY, P. F.; BENCKE, G. A.; GOERCK, J. M. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte II – Amazônia, Cerrado e Pantanal. São Paulo: SAVE Brasil, 2009.

DEFEO O., MCLACHLAN, A. SCHOEMANC, D.S. SCHLACHERD, T. A. DUGANE, J. JONESF, A. LASTRAG, M. & SCAPINI, F. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 65 p. 19–29, 2009.

DEVENISH, C., DIAZ FERNANDEZ, D.F., CLAY, R.P., DAVIDSON, I. & YÉPEZ ZABALA, I. (eds). Important bird areas Americas – Priority sites for biodiversity conservation. BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 16), Quito, Ecuador. 2009. Webpage do projeto: <[www.birdlife.org/datazone/site](http://www.birdlife.org/datazone/site)>.

DEVIDS, C. C., MILANELLI, J. C. C & DIAS BRITO, D. Limpeza de ambientes costeiros brasileiros contaminados por petróleo: uma revisão. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 2, n. 1, p. 1-12, 2007.

DI BENEDITTO, A.P.M. & RAMOS, R.M.A. Biology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. v. 84, n. 6, p. 1245-1250, 2004.

DI BENEDITTO, A.P.M., RAMOS, R.M.A. & LIMA, N.R.W. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. v. 44, n. 3, p. 291-296, 2001.

DIAS, J.F., GONÇALVES, A.M., FERNANDEZ, W.S., SILBIGER, H.L.N., FIADI, C.B. & SCHMIDT, T.C.S. 2011. Ichthyofauna in an estuary of the Mataripe area,

Todos os Santos bay, Bahia, Brazil. Brazilian Journal of Oceanography. v. 59, n. 1, p. 75-95, 2011.

DITTMANN, S. Benthic fauna in tropical tidal flats: a comparative perspective. Ecology and Management, Wetlands, v. 10, n. 3, p. 189-195, 2002.

DODD, C.K. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Report. 88(14), 110 pp. Gainesville, Florida, EUA. 1988.

DOW. Wildlife and offshore drilling – the 2010 Gulf of Mexico disaster: Manatees. Defenders of Wildlife. Washington, D. C. EUA. 4 p. 2016. Disponível em: <www.defenders.org>. Acesso em: agosto de 2016.

DUKE, N.C., PINZON, Z.S., PRADA, M.C. Large-scale damage to mangrove forests following two large oil spills in Panama. Biotropica, v. 29, n. 1, p. 2-14, 1997.

DUKE, N.C.; BURNS, K.A.; SWANNELL, R.P.J. Research into the bioremediation of oil spills in tropical Australia: with particular emphasis on oiled mangrove and salt marsh habitat. Report to the Australian Maritime Safety Authority and the Great Barrier Reef Marine Park Authority. 1999.

EGRES, A. G. Avaliação experimental dos efeitos de óleo diesel sobre a macrofauna bêntica de baixios não vegetados da Baía de Paranaguá (Paraná-Brasil). – Pontal do Paraná, 2011.

EKAU, W.; KNOPPERS, B. An introduction to the pelagic system of the North-East and East Brazilian shelf. Arch. Fish. Mar. Res., Jena, v. 47, n. 2-3, p. 113-132, 1999.

ELMGREN, R.; HANSSON, S.; LARSSON, U.; SUNDELIN, B.; BOEHM, P. D. The “Tsesis” oil spill: acute and long-term impact on the benthos. Marine Biology, v. 73, n. 1, p. 51-65, 1983.

EMIN-LIMA, N. R.; RODRIGUES, A. L. F.; MOURA, L. N.; SILVA, M. L. Uso do habitat e caracterização de grupo da população do tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía de Marapanim, Pará, Brasil. (S. Siciliano, M. Borobia, N. B. Barros, F. Marques, F. Trujillo, P. A. C. Flores, Eds.) In: Workshop on Research and Conservation of the genus *Sotalia*, Armação de Búzios. **Anais...** Armação de Búzios: Escola Nacional de Saúde Pública/FIOCRUZ, 2006.

EREZ J. On the importance of food sources in coral-reef ecosystems. In: DUBINSKY, Z. (Ed.). Ecosystems of the world, 25, Coral reefs. Elsevier, Amsterdam. pp. 411-418, 1990.

ERTL, D.; JEFFERSON, T. A.; MORENO, I. B.; ZERBINI, A. N.; MULLIN, K. D. Distribution of the Clymene dolphin *Stenella clymene*. Mammal Review, v. 33, n. 3–4, p. 253–271, 2003.



FADURPE. 2010. Diagnóstico Sócioambiental da Área de Proteção Ambiental de Santa Cruz. Fundação Apolônio Salles (FADURPE). Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH). 388 p.

FAVARO, E. G. P. Utilização da Baía dos Golfinhos (Pipa, RN) pelo boto *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae). Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 35 p. 2004.

FEITOZA, B.M., ROSA, R.S. & ROCHA, L.A. Ecology and zoogeography of deep-reef fishes in northeastern Brazil. *Bulletin of Marine Science*. v. 76, n. 3, p. 725-742, 2005.

FIGUEIREDO, M. A. O.; VILLAS-BÔAS, A. B.; DIAS, G. T. M.; COUTINHO, R. Estado da arte sobre estudos de rodólitos no Brasil - Relatório Final. Rio de Janeiro, 2014.

FLOETER, S.R., L.A. ROCHA, D.R. ROBERTSON, J.C. JOYEUX, W.F. SMITH-VANIZ, P. WIRTZ, A.J. EDWARDS, J.P. BARREIROS, C.E.L. FERREIRA, J.L. GASPARINI, A. BRITO, J.M. FALCÓN, B.W. BOWEN & G. BERNARDI. Atlantic reef fish biogeography and evolution. *Journal of Biogeography*. v. 35, p. 22-47, 2008.

FLORES, P. A. C.; SILVA, V. M. F. Tucuxi and Guiana dolphin - *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. Pp. 1188-1192. In: PERRIN, W. F., WÜRSIG, B., THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). *Encyclopedia of marine mammals*. 2 ed; Elsevier. 2009.

FONSECA NETO, F. P. 2004. Aves marinhas da ilha Trindade. p.119-146. In: BRANCO, J. O. (ed.). *Aves marinhas insulares brasileiras: bioecologia e conservação*. Editora da UNIVALI, Itajaí.

FOSTER, M. S. Rhodoliths: Between rocks and soft places. *Journal of Phycology*, v. 37, n. 5, p. 659–667, 2001

FRANÇA, C. F.; PIMENTEL, M. A. S.; PROST, M. T. R. C. Geomorfologia e paisagem: contribuições à classificação de unidades de paisagem da região oriental da ilha de Marajó, norte do Brasil. In: VI Seminário Latino-Americano de Geografia Física; II Seminário Ibero-Americano de Geografia Física; Coimbra, Portugal. Anais... Coimbra, Portugal: 2010.

FRANCINI-FILHO, R. B.; ASP, N. E.; SIEGLE, E.; HOCEVAR, J.; LOWYCK, K.; D'AVILA, N.; VASCONCELOS, A. A.; BAITELO, R.; REZENDE, C. E.; OMACHI, C. Y.; THOMPSON, C. C.; THOMPSON, F. L. Perspectives on the Great Amazon Reef: extension, biodiversity and threats. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, p. 1–5, 2018.

FRENCH-MCCAY, D.P. State-of-the-art and research needs for oil spill impact assessment modeling. *Proceedings...* 32nd AMOP Technical Seminar on



Environmental Contamination and Response, Emergencies Science Division, Environment Canada, Ottawa, ON, Canada, p. 601-653, 2009.

FRITTS, T. H.; MCGEHEE, M. A. Effects of petroleum on the development and survival of marine turtle embryos. Contract No. 14-16-0009-80-946, FWS/OBS-82/37. U.S. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. 1982.

GALLIVAN, G. J. & BEST, R. C. Metabolismo e respiração do peixe-boi da Amazônia. Acta Amazonica. 11(1): 103-111, 1981.

GARRITY, S .D.; LEVINGS; S.C.; BURNS, K.A. 1994 . The Galeta oil spill: I . Long-term effects on the physical structure of the mangrove fringe. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 38, p. 327-348, 1994.

GEISE, L.; BOROBIA, M. Sobre a ocorrência de cetáceos no litoral do estado do Rio de Janeiro, entre 1968 e 1984. Revista Brasileira de Zoologia. v. 4, n. 4, p. 341-346, 1988.

GERACHI, J. R., ST. AUBIN, D. J. & REISMAN, R. J. Bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, can detect oil. Can. J. Fish. Aquat. Sci. v. 40, p.1516–1522, 1983.

GERACI, J. R. Physiologic and toxic effects on cetaceans. In: GERACI, J. R. & ST. AUBIN, D. J. (eds.). Sea mammals and oil: confronting the risks. p. 167-192. Academic Press, San Diego, California. 1990.

GERACI, J. R., ST. AUBIN, D. J. Synthesis of effects of oil on marine mammals. Department of Interior, Minerals Management Service, Atlantic OCS Region. Ventura, California, U.S.A. 1988. 584 p.

GILDE, K.; PINCKNEY, J. L. Sublethal effects of crude oil on the community structure of estuarine phytoplankton. Estuaries and coasts. v. 35, n. 3, p. 853-861. 2012.

GODLEY, B.J., LIMA, E.H.S.M., AKESSON, S., BRODERICK, A.C., GLEN, F., GODFREY, M.H., LUSCHI, P.; HAYS, G.C. Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. Marine Ecology Progress Series. v. 253, p. 279-288, 2003.

GONÇALVES, L.R., POTIENS, T. N. ANDRIOLO, A. & AUGUSTOWSKI, M. Ocorrência de baleias-de-Bryde (*Balaenoptera edeni* Anderson, 1879) em áreas costeiras e oceânicas: possível existência de diferentes populações. In: IV ENCOPEMAQ - Encontro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos. Anais... Itajaí, SC, 12 a 15 de novembro 2005. p20. 2005.

GONZALEZ, J., F.G. FIGUEIRAS, M. ARANGUREN-GASSIS, B.G. CRESPO, E. FERNANDEZ, X.A.G. MORAN, AND M. NIETO-CID. Effect of a simulated oil spill on natural assemblages of marine phytoplankton enclosed in microcosms.

Estuarine, Coastal, and Shelf Science. v. 83, p. 265–276, doi: 10.1016/j.ecss.2009.04.001. 2009.

GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; CROXALL, J. P.; ORO, D.; RUIZ, X. Trans-equatorial migration and mixing in the wintering areas of a pelagic seabird. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 5, n. 6, p. 297–301, 2007.

GRAMENTZ, D. Involvement of loggerhead turtles with the plastic, metal, and hydrocarbon pollution in the central Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. v. 19, n. 1, p. 11–13, 1988.

GUERRA, A.T. & GUERRA, A.J.T. 2005. Novo dicionário geológico-geomorgológico. 4 ed. Bertrand Brasil. 652p.

GUILFORD, T.; MEADE, J.; WILLIS, J.; PHILLIPS, R. A.; BOYLE, D.; ROBERTS, S.; COLLETT, M.; FREEMAN, R.; PERRINS, C. M. Migration and stopover in a small pelagic seabird, the Manx shearwater *Puffinus puffinus*: Insights from machine learning. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 276, n. 1660, p. 1215–1223, 2009.

GUILHERME-SILVEIRA, F. R. & SILVA, F. J. L. 2009. Diurnal and tidal pattern influencing the behaviour of *Sotalia guianensis* on the north-eastern coast of Brazil. *JMBA2 – Biodiversity Records*. Disponível em: <[http://www.car-spaw-rac.org/IMG/pdf/Diurnal\\_and\\_tidal\\_pattern\\_influencing\\_the\\_behaviour\\_of\\_Sotalia\\_guianensis\\_on\\_the\\_north-eastern\\_coast\\_of\\_Brazil.pdf](http://www.car-spaw-rac.org/IMG/pdf/Diurnal_and_tidal_pattern_influencing_the_behaviour_of_Sotalia_guianensis_on_the_north-eastern_coast_of_Brazil.pdf)>. Acesso em: ago 2016.

GUNDLACH, E.R.; HAYES, M.O. Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. *Mar. Tech. Soc. J.*, v. 2, n. 4, p. 18-27, 1978.

GURJÃO, L. M. de; FREITAS, J. E. P. de; ARAÚJO, D. S. Sightings of dolphins during seismic surveys on the coast of Bahia state, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals LAJAM*, v. 3, n. 2, p. 171–175, 2004.

GURJÃO, L.M., FURTADO-NETO, M.A.A., SANTOS, R.A.; CASCON, P. Notas sobre a dieta de cachalotes (Cetacea: Physeteroidea), encalhados no Ceará, nordeste do Brasil. *Arquivos de Ciência do Mar, Fortaleza*. v. 36, p. 67-75, 2003.

HABTEC/OGX. Estudo de Impacto Ambiental para a Atividade Perfuração Marítima nos Blocos BM-PAMA-16 e BM-PAMA-17, 2009.

HARRISON, P.J., W.P. COCHLAN, J.C. ACREMAN, T.R. PARSONS, P.A. THOMPSON, AND H.M. DOVEY. The effects of crude oil and Corexit 9527 on marine phytoplankton in an experimental enclosure. *Marine Environmental Research*. v. 18, p. 93–109, doi: 10.1016/0141-1136(86)90002-4. 1986.

HARTMAN, D. S. Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida. *American Society of Mammalogists. Special Publications*, n. 5, p. 153, 1979.

HASS, A.; MATOS, R. H. R.; MARCONDES-MACHADO, L. O. Ecologia reprodutiva e distribuição espacial da colônia de *Eudocimus ruber* (Ciconiiformes: Threskiornithidae) na Ilha do Cajual, Maranhão. Ararajuba, v. 7, n. 1, p. 41–44, 1999.

HAWKINS, SJ, GIBBS P.E., POPOE N.D., BURT G.R., CHESMAN B.S., BRAY S., PROUD S.V., SPENCE S.K., SOUTHWARD A.J. & LANGSTON W.J.. Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies. Mar. Env. Res., 54: 215-222. 2002.

HAYWORTH, J. S.; CLEMENT, T. P.; VALENTINE, J. F. Deepwater Horizon oil spill impacts on Alabama beaches, Hydrology and Earth System Sciences, v. 15, p. 3639-3649, 2011.

HAZIN, F.H.V. Biomassa fitoplanctônica, zooplanctônica, macrozooplâncton, avaliação espacial e temporal do ictioplâncton, estrutura da comunidade de larvas de peixes e distribuição e abundância do ictionêuston. Fortaleza. Editora Martins & Cordeiro. (Programa REVIZEE- Score Nordeste), p. 48-102, 2009.

HELFMAN, G.S., COLLETTE, B.B., FACEY, D.E. & BOWEN, B.W. The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology. 2ª edição. Wiley-Blackwell, Malásia. 720 pp. 2009.

HIRTH, H.F. Synopsis of the biological data on the green turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). Biological Report. 97(1). Fish and Wildlife Service, Washington, USA. 120 pp. 1997.

HOURIGAN, T. F., P. J. ETNOYER, R. P. MCGUINN, C. WHITMIRE, D.S. DORFMAN, M. DORNBACK, S. CROSS, D. SALLIS. An Introduction to NOAA's National Database for Deep-Sea Corals and Sponges. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 191. 27 pp. Silver Spring, MD. 2015.

HOWARTH, R. W. Determining the ecological effects of oil pollution in marine ecosystems. In: S. A. LEVIN, M. A. HARWELL, J. R. KELLY & K. D. KIMBALL (eds.). Ecotoxicology: Problems and Approaches. Springer-Verlag, New York. p. 69-87.1989.

HUSAR, S. L. *Trichechus manatus*. Mammalian Species. American Society of Mammalogists, v. 93, p. 1-5, 1978.

IBAMA & FUNATURA. 1991. Plano de manejo: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e Fundação Pró-Natureza. Brasília, 96p.

IBAMA/MMA. Instrução Normativa nº 003, de 26 de maio de 2003. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira ameaçadas de Extinção. Ministério do Meio Ambiente. 2003.

IBGE. Base Vetorial Contínua - escala 1:250.000. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2015.

IBP. Mapeamento Ambiental para Resposta à Emergência no Mar – MAREM (Projeto de Proteção e Limpeza da Costa – PPLC; Projeto de Proteção à Fauna – PPF). Rio de Janeiro. Acordo de Cooperação Técnica - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e Instituto Brasileiro de Petróleo, Gás e Biocombustíveis (IBP), 2016. Disponível em: <www.marem-br.com.br>.

ICMBIO. 2013. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação das Aves Limícolas Migratórias. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.

ICMBIO. 2016a. Relatório anual de rotas e áreas de concentração de aves migratórias no Brasil. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), CEMAVE. Cabedelo, PB. 63 p.

ICMBIO. 2016b. Plano de Manejo da Reserva Extrativista Marinha de Cururupu / MA. São Luís. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), 361 p.

IMO. Field guide for oil spill response in tropical waters. London, 54 p. 1997.

INCHAUSTI, P. & WEIMERSKIRCH, H. Dispersal and metapopulation dynamics of an oceanic seabird, the wandering albatross, and its consequences for its response to long-line fisheries. *Journal of Animal Ecology*. 71: 765–770. 2002.

IPIECA. 1993. Dispersants and their role in oil spill response. IPIECA Report No. 5, International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London.

IPIECA. A guide to contingency planning for oil spills on water. London. 28 p. (IPIECA Report Series, 2). 2000.

IPIECA. A guide to oiled wildlife response planning. IPIECA Report Series Volume Thirteen. 50 pp. 2004.

IPIECA. Biological impacts of oil pollution: coral reefs. IPIECA Report Series, 3. 1992.

IPIECA. Guidelines on biological impacts of oil pollution. London, UK, p. 15. (IPIECA Reports Series, 1). 1991.

IRONS, D.B., KENDALL, S.J., ERICKSON, W, MCDONALD, L. & LANCE, B.K. Nine years after the Exxon Valdez oil spill: effects on marine bird populations in Prince William Sound. Alaska. *The Condor*, v. 102, n. 4, p. 723-737, 2000.

ITOPF. 2015. Effects in Offshore and Coastal waters. Disponível em: <<http://www.itopf.com/knowledge-resources/documents-guides/environmental-effects/effects-in-offshore-and-coastal-waters/>>. Acesso em fev 2015.

ITOPF. Effects of oil pollution on the marine environment. Technical Information Paper 13. 2011.

IUCN. 2019. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2019-1. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/>>.

IWC - International Whaling Commission. Report of the Sub-Committee on Southern Hemisphere minke whales. Report of the International Whaling Commission. v.41, p. 113-31, 1991.

JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A. & P. R. L. Marine mammals of the world, a comprehensive guide to their identification. Academic Press/ Elsevier. 573 p. 2008.

JESUS, A.H.; FARIAS, K.L.M.; SANTOS, E.A.P.; SILVA, E.M.; SOBRAL, I.S.; OLIVEIRA, M.A. & DONALD, R.D.M. Análises preliminares da ocorrência do boto cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul de Sergipe, Brasil. In: XX Encontro Anual de Etologia. Anais... Natal. 2002.

JOHANSSON, S.; LARSSON, U.; BOEHM, P. The Tsesis oil spill impact on the pelagic ecosystem. Marine Pollution Bulletin. v. 11, n. 10, p. 284-293. 1980.

KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B.L. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. Advances in Marine Biology, v. 40, p. 81-251, 2001.

KIKUCHI, R. K. P. & LEÃO, Z. M. A. N. The effects of Holocene sea level fluctuation on reef development and coral community structure, Northern Bahia, Brazil. In: Academia Brasileira de Ciências. Anais... Rio de Janeiro, v. 70, n.2, p. 159-171, 1998.

KINGSTON, P. F., DIXON, I. M. T., HAMILTON, S., MOORE, C. G., MOORE, D. C. Studies on the response of intertidal and subtidal marine benthic communities to the Braer oil spill. Proceedings of a Symposium held at the Royal Society of Edinburgh, 209–233, 1997.

KINGSTON, P.F. Long-term environmental impact of oil spills. Spill Science & Technology Bulletin, v. 7, n. 1-2, p. 53-61, 2002.

KOBER, K.; BAIRLEIN, F. Shorebirds of the Bragantian Peninsula I. Prey availability and shorebird consumption at a tropical site in northern Brazil. Ornitologia Neotropical, v. 17, p. 531–548, 2006.

LAMPARELLI, C.C., RODEIGUES, F.O.; ORGLER DE MOURA, D. Long-term assessment of an oil spill in a mangrove forest in Sao Paulo, Brazil. In: KJERFVE,



B., DRUDE DE LACERDA, L., SALIF DIOP, W. H. (eds.) Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa. UNESCO, Paris, France, p. 191-203, 1997.

LARA-RUIZ, P., LOPEZ, G.G., SANTOS, F.R. & SOARES, L.S. 2006. Extensive hybridization in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. Conservation Genetics. v. 7, p. 773-781.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P. & TESTA, V. Coral and coral reefs of Brazil. Latin American Coral Reefs, Edited by Jorge Cortés. 2003.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; FERREIRA, B. P.; NEVES, E. G.; SOVIERZOSKI, H. H.; OLIVEIRA, M. D. M.; MAIDA, M.; CORREIA, M. D.; JOHNSON, R. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. Brazilian Journal of Oceanography, v. 64, Special Issue 2, p. 97–116, 2016.

LEE, L. H., & LIN, H. J. Effects of an oil spill on benthic community production and respiration on subtropical intertidal sandflats. Marine pollution bulletin, v. 73, n. 1, p. 291-299, 2013.

LEES, A. C.; THOMPSON, I.; MOURA, N. G. De. Salgado Paraense : an inventory of a forgotten coastal Amazonian avifauna. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat., v. 9, n. 1, p. 135–168, 2014.

LEFEBVRE, L.W.; MARMONTEL, M.; REID, J.P.; RATHBUN, G.B. & DOMNING, D.P. Status and biogeography of the West Indian manatee. Pages 425-474 In: WOODS, C.A. and SERGILE, F.E. (eds.). Biogeography of the West Indies: new patterns and perspectives. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida. 2001.

LEITE, P. F. As diferentes unidades fitoecológicas da região sul do Brasil – Proposta de Classificação. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1994.

LEMKE, D. FRAZIER, J. THOMÉ, J.C., ALMEIDA, A.P.; JUAREZ, S. Satellite telemetry of loggerheads in Brazil. In: PILCHER, N.J. Living with turtles. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-536. Proceedings...23rd Annual symposium on sea turtle biology and conservation, p. 230-231. 2006.

LESSA, G.C. 2000. Apostila do curso de geologia marinha, Aula 15, Plataforma Continental. Universidade Federal da Bahia (UFBA). 61 p.

LEWIS, J.R. Water movements and their role in rocky shore ecology. Sarsia, 34:13-36. 1968.

LIMA, E. H. S. M. Espécies de Tartarugas Marihas ocorrentes no litoral de Almofala, Ceará. In: Resumos do Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí. Anais... Itajaí: 2002.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Sazonalidade de tartarugas marinhas capturadas em pescarias regionais ou encalhadas na costa do Ceará entre os



anos de 1993 a 2007. In: III Congresso Brasileiro de Oceanografia / I Congresso Ibero-Americano de Oceanografia, Fortaleza. Anais... Fortaleza: 2008.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; GODFREY, M. H.; BARATA, P. C. R. Sea Turtle in the Waters of Almofala, Ceará, in Northeastern Brazil, 2001-2010. Marine Turtle Newsletter, v. 137, p. 5–9, 2013.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; GODFREY, M. H.; BARATA, P. C. R. Sea Turtle in the Waters of Almofala, Ceará, in Northeastern Brazil, 2001-2010. Marine Turtle Newsletter, v. 137, n. 137, p. 5–9, 2013.

LIMA, I. M. S., L. G. ANDRADE, R. R. CARVALHO, J. LAILSON-BRITO JR. & A. F. AZEVEDO. Characteristics of whistles from rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in Rio de Janeiro coast, southeastern Brazil. J. Acoust. Soc. Am. v. 131, n. 5, p. 4173–4181, 2012a.

LIMA, L. M.; SCHUNCK, F.; SICILIANO, S.; CARLOS, C. J.; RENNÓ, B.; DA FONSECA-NETO, F. P.; FEDRIZZI, C. E.; ALBANO, C.; DE MOURA, J. F. Distribuição, abundância e sazonalidade de *Leucophaeus atricilla* (Charadriiformes: Laridae) no Brasil. Revista Brasileira de Ornitologia, v. 18, n. 3, p. 199–206, 2010.

LIMA, M. S. Uso de habitat e comportamento do boto-cinza *Sotalia guianensis* em uma zona estuarina do Estado de Sergipe, Nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 101 f. 2010.

LIMA, R. P. Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*): Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado) - Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 81 p. 1997.

LIMA, R. P.; PALUDO, D.; SOAVINSKI, R. J.; SILVA, K. G. & OLIVEIRA, E. M. A. Levantamento da distribuição, ocorrência e status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758) no litoral nordeste do Brasil. Natural Resources, Aquidabã, v. 1, n. 2, p. 41-57, 2011.

LIMA, R. P.; PASSAVANTE, J. Z. O. Avaliação da primeira década (1994-2004) das reintroduções de peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus*) no nordeste do Brasil. Natural Resources, Aquidabã, v. 3, n. 1, p. 26-41, 2013

LIMPUS, C. J. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: breeding males in the southern Great Barrier. Wildlife Research. v. 20, n. 3, p. 513-523. 1993.

LITTLE, C.; KITCHING, J.A. The biology of rocky shores. Oxford: Oxford University Press, 2000. 240p.

LODI, L. & HETZEL, B. O golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) no Brasil. Bioikos. v. 12, n. 1, p. 29-45, 1998.

LODI, L. Ocorrências de baleias-jubarte no Arquipélago de Fernando de Noronha, incluindo um resumo de registros de capturas no Nordeste do Brasil. *Biotemas*, v. 7, n. 1 e 2, p. 116–124, 1994.

LODI, L.; OLIVEIRA, R. H. T.; FIGUEIREDO, L. D. & SIMÃO, S. M. Movements of the rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) in Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*. v. 5, n. e47, p. 1-4, 2012.

LODI, L.; WEDEKIN, L.L.; ROSSI-SANTOS, M.R. & MARCONDES, M.C. Deslocamentos do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) no estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*. v. 8, n. 4, p. 205-209, 2008.

LONGHURST, A.R.; PAULY, D. *Ecologia dos Oceanos Tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo, Brasil. 424 pp. 2007.

LOPES, C.F., MILANELLI, J.C.C. & REGINA, I. 2007. Ambientes costeiros contaminados por óleo: procedimentos de limpeza – manual de orientação. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo. 120p.

LOPES, C.F.; MILANELLI, J.C.C.; POFFO, I.R.F. Ambientes costeiros contaminados por óleo - procedimentos de limpeza - manual de orientação. SMA – CETESB - SP, 120 p. 2006.

LOPES, P.R.D., OLIVEIRA-SILVA, J.T.; FERREIRA-MELO, A.S.A. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna do manguezal de Cacha Pregos, Ilha de Itaparica, Baía de Todos os Santos, Bahia. *Revista Brasileira de Zoologia*. v. 15, n. 2, p. 315-325, 1998.

LORENTSEN, S-H. & T. ANKER-NILSSEN. Behaviour and oil vulnerability of fulmars *Fulmarus glacialis* during an oil spill experiment in the Norwegian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 26, n. 3, p.144-146, 1993.

LOURO, M. P.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. Descrição de aspectos reprodutivos de elasmobrânquios capturados com espinhel-de-fundo na Região Sudeste, entre Itajaí e Cabo Frio. São Paulo: Instituto Oceanográfico - USP, v. único. 56 p. 2007.

LOYA Y.M. & RINKEVICH, B. Effects of oil pollution on coral reef communities. *Marine Ecology Progress Series*, v. 3, p. 167–180, 1980.

LUCENA, A. Estrutura populacional da *Balaenoptera bonaerensis* (Burmeister) (Cetacea: Balaenopteridae) nas áreas de reprodução do Oceano Atlântico Sul. *Revista Brasileira de Zoologia*. v. 23, n. 1, p. 176-185, 2006.

LUNA, F. D. O.; LIMA, R. P. De; ARAÚJO, J. P. De; ZANON, J.; PASSAVANTE, D. O. Status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) no Brasil. *Zoociencias*, v. 10, n. 2, p. 145–153, 2008a.

LUNA, F. de O. Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral norte do Brasil. 2001. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, p. 122, 2001.

LUNA, F. O.; ARAÚJO, J. P.; OLIVEIRA, E. O, HAGE, L. M., PASSAVANTE, J. Z. O. Distribuição do peixe-boi-marinho, *Trichechus manatus manatus*, no litoral norte do Brasil. Arquivos de Ciências do Mar, v. 43, n. 2, p. 79-86, 2010.

LUNA, F. O.; ARAÚJO, J. P.; PASSAVANTE, J. Z. O.; MENDES, P. P.; PESSANHA, M.; SOAVINSKI, R. J.; OLIVEIRA, E. O. Ocorrência do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral norte do Brasil. Boletim do Museu Biológico Mello Meitão, v. 23, p. 37–49, 2008b.

LUNA, F.O. (coord. 2ª versão). The South Atlantic: a Sanctuary for whales. Apresentado pelos governos de Argentina, Brasil, África do Sul e Uruguai no 65th Annual Meeting of the International Whaling Commission, Portoroz, Slovenia, setembro de 2014, 65p. 2014.

LUTZ, P. L.; LUTCAVAGE, M. The effects of petroleum on sea turtles: Applicability to Kemp's ridley. In: C. W. CAILLOUET, Jr. & A. M. LANDRY, Jr. (eds.). First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation and Management. Proceedings... TAMU-SG89-105, Texas A&M University Sea Grant Program, Galveston. pp. 52–54. 1989.

MACEDO, L. A. A. de; ROCHA, A. . Lançamento de esgoto em manguezais. Considerações sobre o aspecto ecológico-sanitário na ilha de São Luis, MA. Revista DAE, v. 45, n. 140, p. 27, 1985

MAGALHÃES, F. A.; GARRI, R. G.; TOSI, C. H.; SICILIANO, S.; CHELLAPPA, S.; SILVA, F. J. L. First confirmed record of *Feresa attenuata* (Delphinidae) for the Northern Brazilian Coast. Biota Neotropica. v. 7, n. 2, p. 313-315, 2007.

MAGALHÃES, W. M. S.; MAGALHÃES-NETO, M. O.; SANTANA, E. M. Tartarugas marinhas do litoral piauiense. In: GUZZI, A. (Ed.). Biodiversidade do Delta do Parnaíba, litoral piauiense. Parnaíba: EDUFPI, 2012. p. 466.

MAIA-NOGUEIRA, R.; G. O. NORBERTO; L. W. DOREA-REIS; M. S. S. REIS. Ocorrência e encalhes de cetáceos no litoral de Salvador e adjacências, Estado da Bahia, de 1994 a 1999. In: Resumo: XXIV Congresso da Sociedade de Zoológicos do Brasil (SZB) e V Encontro Internacional de Zoológicos. Anais... Belo Horizonte, MG, Brasil. p.23, 2000.

MARCOVALDI, M. a.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; SANTOS, A. J. B.; BELLINI, C.; BARATA, P. C. R. Fifteen years of hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Northern Brazil. Chelonian Conservation and Biology, v. 6, n. 2, p. 223, 2007.

MARCOVALDI, M.A., LOPEZ, G.G., SOARES, L.S., LIMA, E.H.S.M., THOMÉ, J.C.A.; ALMEIDA, A.P. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights

fidelity behavior in northeastern Brazil. *Endangered Species Research*. v. 12, p. 263-272, 2010.

MARCOVALDI, M.A., LOPEZ, G.G., SOARES, L.S., SANTOS, A.J.B., BELLINI, C., SANTOS, A.S. LOPEZ, M. Avaliação do estado da conservação da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*. v. 1, n. 1, p. 20-27, 2011b.

MARCOVALDI, M.A., MARCOVALDI, G.G. Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation*. v. 91, p. 35-41, 1999.

MARCOVALDI, M.A.; LOPEZ, G.G.; SOARES, L.S.; LÓPEZ-MENDILAHARSU, M. Satellite tracking of hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata* nesting in northern Bahia, Brazil: turtle movements and foraging destinations. *Endangered Species Research*. v. 17, p. 123-13. 2012.

MARCOVALDI, M.A.A.G.D., SANTOS, A.S. & SALES, G. (orgs.). Plano de ação nacional para conservação das tartarugas marinhas: Série espécies ameaçadas no. 25. ICMBio, Brasília. 120 pp. 2011a.

MARIGO, J.; GIFFONI, B. B. Sightings and bycatch of small pelagic cetaceans, new information registered by volunteer fishermen off São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. v. 58, n. 1, p. 71-75, 2010.

MARINE TRAFFIC. Disponível em: <<https://www.marinetraffic.com>>. Acesso em: 11 jul 2019.

MÁRQUEZ, M.R. Sea turtles of the world – an annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date. *FAO Fisheries Synopsis*, No. 125, Vol. 11. FAO, Rome, 81, 1990.

MARTINS, C. C. A., MORETE, M. E., ENGEL, M. H., FREITAS, A.C., SECCHI, E. R.; KINAS, P.G. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. *Mem. Queensl. Mus.* v. 47, n. 2, p. 563-570, 2013.

MARTINS, R. S. Aves da planície de inundação da Área de Proteção Ambiental do Rio Curiaú, Macapá, Amapá, Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso: Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amapá. Macapá, 51pp, 2009.

MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. **Amazônia Maranhense: diversidade e conservação**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), 2011.

MASCARENHAS, R., SANTOS, R.G., SANTOS, A.S., & ZEPPELINI, D. 2004. Nesting of hawksbill turtles in Paraíba-Brazil: Avoiding light pollution effects. *Marine Turtle Newsletter*. v. 104, p.1-3, 2004.

MASCARENHAS, R., ZEPPELINIFILHO, D., & MOREIRA, V.S. Observations on sea turtles in the state of Paraíba, Brazil. Marine Turtle Newsletter. v. 101, p. 16-18, 2003.

MCLACHLAN, A. & BROWN, A. 2006. The Ecology of Sandy Shores. 2nd Ed. Academic Press.

MEDEIROS, P. I. A. P. de. Encalhes de cetáceos ocorridos no período de 1984 a 2005 no litoral do Rio Grande do Norte, Brasil. 2006. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2006.

MEIRELLES, A. C. O. Ecologia populacional e comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), na Enseada do Mucuripe, Fortaleza, Estado do Ceará. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará. 2013. 132 pp.

MENEZES, M. P. M.; BERGER, U.; MEHLIG, U. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. Acta Amazonica, v. 38, n.3, p. 403-420, 2008.

MEYLAN, A.B.; DONNELLY, M. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as critically endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. Chelonian Conservation and Biology. v. 3, n. 2, p. 200-224, 1999.

MICHEL, J.; HAYES, O. Sensitivity of coastal environments to oil. In: NOAA. An introduction to coastal habitats and biological resources for oil spill response. [S.L.], (NOAA Report, HMRAD 92-4). 1992.

MILANELLI, J.C.C. Biomonitoramento de costões rochosos instrumento para a avaliação de impactos gerados por vazamentos de óleo na região do Canal de São Sebastião- São Paulo. Tese (Doutorado). Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo. 293p. 2003.

MILLER, J.D. Reproduction in sea turtles. In: LUTZ, P.L., MUSICK, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton, pp. 51-81. 1997.

MILTON, S., LUTZ, P., SHIGENAKA, G., HOFF, R. Z., YENDER, R. A. & MEARNS, A. J. Oil toxicity and impacts on sea turtles. In: SHIGENAKA, G. (Ed.). Oil and Sea Turtles: Biology, Planning, and Response. 116 pp. Seattle, WA: U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Service, Office of Response and Restoration. 2010.

MITHTHAPALA, S. Tidal flats. Coastal Ecosystems Series. In: International Union for Conservation of Nature (IUCN), 2013, Colombo. Anais... Colombo: Karunaratne & Sons Ltd., 2013. v. 5, 51 p.



MMA - Ministério do Meio Ambiente. Especificações e normas técnicas para elaboração de cartas de sensibilidade ambiental para derramamentos de óleo: cartas SAO. Brasília, 107 p. Anexos. 2004.

MMA. Atlas de sensibilidade Ambiental ao Óleo da Bacia Marítima do Espírito Santo / Douglas F.M. Gherardi, Alexandre P. Cabral – Coordenadores – Brasília: MMA, SMCQ, 2010.

MMA. Atlas de sensibilidade ambiental ao óleo das bacias marítimas da Bahia / José Maria Landim Dominguez, organizador. Brasília: MMA, 2012.

MMA. Lista Nacional Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção: Flora, Fauna, Peixes e Invertebrados Aquáticos - Portarias no 443, 444 e 445, de 17 de dezembro de 2014. Brasília. Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2014.

MMA. Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília, Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2007.

MMA. Monitoramento dos recifes de coral do Brasil: Situação atual e perspectivas. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Biodiversidade 18. Brasília, 250p. 2006.

MONTEIRO, M.S. Comportamento de forrageio do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) em Olinda e no Porto do Recife, Pernambuco. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco. 2008. 92 pp.

MORANG, A. & SZUWALSKI, A. (Eds.). 2003. Glossary of Coastal Terminology. The United States Army.

MORENO, I. B. (Coord.). A fauna de Odontocetos no Brasil, biogeografia e taxonomia: subsídios para a conservação - Relatório Final. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 137 p, 2013.

MORENO, I. B.; ZERBINI, A. N.; DANILEWICZ, D.; DE OLIVEIRA SANTOS, M. C.; SIMÕES-LOPES, P. C.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A. F. Distribution and habitat characteristics of dolphins of the genus *Stenella* (Cetacea: Delphinidae) in the southwest Atlantic Ocean. Marine Ecology Progress Series, v. 300, p. 229–240, 2005.

MOURA, J. F.; SICILIANO, S. Stranding pattern of Bryde's whales, *Balaenoptera edeni*, along the southeastern Brazilian coast. Paper SC/63/O9, 2011. In: IWC SCIENTIFIC COMMITTEE, 63., 2011, Saint Helier. Anais... Saint Helier: IWC, 2011.

MOURA, R. L.; AMADO-FILHO, G. M.; MORAES, F. C.; BRASILEIRO, P. S.; SALOMON, P. S.; MAHIQUES, M. M.; BASTOS, A. C.; ALMEIDA, M. G.; SILVA, J. M.; ARAUJO, B. F.; BRITO, F. P.; RANGEL, T. P.; OLIVEIRA, B. C. V.; BAHIA, R. G.; PARANHOS, R. P.; DIAS, R. J. S.; SIEGLE, E.; FIGUEIREDO, A. G.;



PEREIRA, R. C.; LEAL, C. V.; HAJDU, E.; ASP, N. E.; GREGORACCI, G. B.; NEUMANN-LEITAO, S.; YAGER, P. L.; FRANCINI-FILHO, R. B.; FROES, A.; CAMPEAO, M.; SILVA, B. S.; MOREIRA, A. P. B.; OLIVEIRA, L.; SOARES, A. C.; ARAUJO, L.; OLIVEIRA, N. L.; TEIXEIRA, J. B.; VALLE, R. A. B.; THOMPSON, C. C.; REZENDE, C. E.; THOMPSON, F. L. An extensive reef system at the Amazon River mouth. *Science Advances*, v. 2, n. 4, p. e1501252, 2016.

MOURA, R. L.; SAZIMA, I. Species richness and endemism levels of the Southwestern Atlantic reef fish fauna. In: MOOSA, M.K., SOEMODIHARDJO, S., SOEGIARTO, A., ROMIMOHTARTO, K., NONTJI, A, SOEKARNO & SUHARSONO (Eds.). Ninth International Coral Reef Symposium, Proceedings... Bali, Indonésia. v. 1, p. 481-486, 2000.

MOURA, R. L.; SECCHIN, N. A.; AMADO-FILHO, G. M.; FRANCINI-FILHO, R. B.; FREITAS, M. O.; MINTE-VERA, C. V.; TEIXEIRA, J. B.; THOMPSON, F. L.; DUTRA, G. F.; SUMIDA, P. Y. G.; GUTH, A. Z.; LOPES, R. M.; BASTOS, A. C. Spatial patterns of benthic megahabitats and conservation planning in the Abrolhos Bank. *Continental Shelf Research*, v. 70, p. 109–117, 2013.

MUNOS, D.; GUILIANO, M., DOUMENQ, P.; JACQUOT, F.; SCHERRER, P.; MILLE, G. Long term evolution of petroleum biomarkers in mangrove soil (Guadeloupe). *Marine Pollution Bulletin*, v. 34, n. 11, p. 868-874, 1997.

NASCIMENTO, C. C., OLIVEIRA, C. A., DA SILVA, V. M. F., FELIPPE, E. C. G., D’AFFONSECA-NETO, J. A., Estimativa do período de gestação em fêmeas de peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*), mantidas em cativeiro, com base nos níveis plasmáticos de progesterona. *Anais... X Reunión de Trabajo de Especialistas em Mamíferos Acuáticos de América del Sur (SOLAMAC)*. Valdivia, 2002.

NASCIMENTO, L. F. Boto cinza (*Sotalia guianensis*, Van Benédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae): Atividade aérea, forrageio e interações inter específicas na Praia de Pipa (Tibau do Sul-RN) e um estudo comparativo entre duas populações do Nordeste do Brasil. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 116 p. 2006.

NERY, M. F., ESPÉCIE, M. A. & SIMÃO, S. M. Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. v. 25, n. 2, p. 182-187, 2008.

NEVES, T., C.M. VOOREN, L. BUGONI, F. OLMOS AND L. NASCIMENTO. Distribuição e abundância de aves marinhas no sul do Brasil. In: NEVES, T.; BUGONI, L.; OLMOS, F.; VOOREN, C.M. and ROSSI- ONGTSCHOWSKI, C.L.B. (eds.). *Aves oceânicas da região sudeste-sul do Brasil*. REVIZEE. 2006.

NOAA. Environmental Sensitivity Index Guidelines, Version 2.0. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 115. Seattle: Hazardous Materials Response and Assessment Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. 79 pp. + apêndices. 1997.

NOAA. How does an oil spill affect coral reefs? NOAA Coral Reef Conservation Program. 2014. Disponível em: <[http://coralreef.noaa.gov/aboutcorals/facts/coral\\_oilspill.html](http://coralreef.noaa.gov/aboutcorals/facts/coral_oilspill.html)>. Acesso em: fev 2015.

NOAA. Impacts of Oil on Marine Mammals and Sea Turtles. US Department of Commerce. National Marine Fisheries Service. 2010a. Disponível em: <[www.noaa.gov](http://www.noaa.gov)>.

NOAA. Oil spills in coral reefs: planning and response considerations. [S.L.], 2010b. Disponível em: <[http://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/Oil\\_Spill\\_Coral.pdf](http://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/Oil_Spill_Coral.pdf)>.

NRC – NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Environmental Information for Outer Continental Shelf Oil and Gas Decisions in Alaska. Report from the Committee to Review Alaskan Outer Continental Shelf Environmental Information. National Research Council, National Academy Press, Washington D.C., 254 pp. 1994.

NRC – NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Oil in the sea III: inputs, fates, and effects. National Academy Press, Washington, D.C. 265 pp. 2003.

NUNAN, G. W. Composition, species distribution and zoogeographical affinities of the Brazilian reef-fish fauna. Newcastle-upon-Tyne, University of Newcastle-upon-Tyne. Ph. D. Dissertation. 584 p. 1992.

NUNES, E. S., CARVALHO, G. & SILVA, M. N. Reações comportamentais de *Sotalia guianensis*, (boto-cinza), durante encontro com embarcações no estuário do Rio Sergipe e Foz do Rio Poxim, Aracaju, Sergipe. Cadernos de Graduação - Ciências Biológicas e da Saúde. v. 2, n. 1, p. 111-129, 2014.

OBER, H.K. Effects of oil spills on marine and coastal wildlife. WEC285 - series of the Wildlife Ecology and Conservation Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. 2010.

OLAVO, G., COSTA, P.A.S. & MARTINS, A.G. Estrutura de comunidades de peixes recifais na plataforma externa e talude superior da costa central brasileira: diversidade e distribuição batimétrica. In: COSTA, P.A.S., OLAVO, G. & A.S. MARTINS (eds.) Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira. Série Livros n.24, Museu Nacional, Rio de Janeiro. pp.15-43, 2007.

OLIVEIRA, F.; BECCATO, M.A.B.; NORDI, N. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Etnobiologia: interfaces entre os conhecimentos tradicional e científico. In: MONTEIRO-FILHO, E.L.A. & MONTEIRO, K.D.K.A. (orgs.). Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza. Instituto de Pesquisas Cananéia, Curitiba, p. 322–264. 2008.

OLIVEIRA-FILHO, E.C. & E.M. MAYAL, Seasonal distribution of intertidal organisms at Ubatuba, São Paulo (Brazil). Rev. Brasil. Biol., v. 36, n. 2, p. 305 - 316. 1976.

OLMOS, F. 2003. Birds of Mata Estrela private reserve, Rio Grande do Norte, Brazil. *Cotinga*. 20: 26-30.

OTT, P. H.; DANILEWICZ, D. Southward range extension of *Steno bredanensis* in the Southwest Atlantic and new records of *Stenella coeruleoalba* for Brazilian waters. *Aquatic Mammals*, v. 22, n. 3, p. 185–189, 1996.

OWENS, E. H, E. TAYLOR, & HUMPHREY. B. The persistence and character of stranded oil on coarse-sediment beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 14-26. 2008.

OWENS, E.H. Coastal environments of Canada: The impact and cleanup of oil spills. *Econ. And Tech. Ver. Rept. No.EPS-3-EC-77-13*. Environment Canada, Environmental Protection Service, Ottawa, Ontario, Canada, 413pp. 1977.

OZHAN, K., PARSONS, M. L., & BARGU, S. How were phytoplankton affected by the Deepwater Horizon oil spill?. *BioScience*. v. 64, n. 9, p. 829-836. 2014.

PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., HERRMANN, G., AGUIAR, L., CHIARELLO, A.G., LEITE, Y.L.R., COSTA, L.P., SICILIANO, S., KIERULFF, M.C.M., MENDES, S. L., TAVARES, V.C., MITTERMEIER, R.A.; PATTON, J.L. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. 2 ed. *Occasional Papers in Conservation Biology*, No. 6. Conservation International, Arlington, 76p, 2012.

PALADINO, E.E. Modelagem matemática e simulação numérica de trajetórias de derrames de petróleo no mar. *Dissertação (Mestrado)*. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 110 p., 2000.

PALUDO, D. Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no nordeste do Brasil. *Dissertação (Mestrado)*, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 94 p. 1997.

PALUDO, D.; LANGGUTH, A. Use of space and temporal distribution of *Trichechus manatus manatus* Linnaeus in the region of Sagi, Rio Grande do Norte State, Brazil (Sirenia, Trichechidae). *Rev. Bras. Zool*, v. 19, n. 1, p. 205-215, 2002.

PARO, A. D. Estimativa populacional e uso de hábitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte. *Dissertação (Mestrado)*, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, 129 pp. 2010.

PETERSEN, G.I.; P. KRISTENSEN. Bioaccumulation of lipophilic substances in fish early life stages. *Environmental Toxicology and Chemistry*. v. 17, n. 7, p. 1385–1395, 1998.

PETERSON, C. H., RICE, S. D., SHORT, J. W., ESLER, D., BODKIN, J. L., BELLACHEY, B. E. & IRONS, D. B. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science*; 302:2082-2086. 2003.

PETROBRAS/AECOM. Diagnóstico de Fauna do Litoral da Bahia e norte do Espírito Santo – Relatório Consolidado de Campo. 185p. 2014.

PETROBRAS/DOF SUBSEA. Laudos de Caracterização Biológica do Fundo Marinho - Bacias de Pará-Maranhão (Transectos 1, 2 e 3) e Barreirinhas (Transecto 4). Rio de Janeiro. DOF Subsea, Abril de 2012.

PINHEIRO, H. T.; FERREIRA, H. L.; TEIXEIRA, J. B. Diagnóstico Ambiental do Litoral Sul do Espírito Santo: Estudos complementares para a criação de uma Unidade de Conservação Marinha. Vitória: Associação Ambiental Vozes da Natureza; Universidade Federal do Espírito Santo - Laboratório de Nectologia e Ictiologia; Núcleo de Unidades de Conservação do ES/ICMBio, 2010.

QUEIROZ, R. E. M. Estudo sobre orçamento de atividade do boto cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 70 p. 2006.

RAMOS, R.M.A., SICILIANO, S., BOROBIA, M., ZERBINI, A.N., PIZZORNO, J.L.A., FRAGOSO, A.B.L., LAILSON-BRITO JR., J., AZEVEDO, A.F., SIMÕES-LOPES, P.C. & SANTOS, M.C.O. A note on strandings and age of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) on the Brazilian coast. Journal of Cetacean Research and Management. v. 3, n. 3, p. 321-327, 2001.

REYNOLDS, J. E.; POWELL, J. A.; TAYLOR, C. R. Manatees - *Trichechus manatus*, *T. senegalensis*, and *T. inunguis*. Pp. 682-691. In: PERRIN, W. F., WÜRSIG, B., THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). Encyclopedia of Marine Mammals. 2 ed; Elsevier. 2009.

ROCHA, L.A. Patterns of distribution and processes of speciation in Brazilian reef fishes. Journal of Biogeography. v. 30, p. 1161-1171. 2003.

ROCHA-CAMPOS, C.C.; CÂMARA. I.G. (orgs.). Plano de ação nacional para conservação dos mamíferos aquáticos: Grandes cetáceos e pinípedes. Série Espécies Ameaçadas nº 14. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Diretoria de Conservação da Biodiversidade, Coordenação Geral de Espécies Ameaçadas. Brasília, 156p. 2011.

RODRIGUES, A. A. F. Ocorrência da reprodução de *Eudocimus ruber* na Ilha do Cajual, Maranhão, Brasil (Ciconiiformes: Threskiornithidae). Revista Brasileira de Ornitologia, v. 3, p. 67–68, 1995.

RODRIGUES, A. A. F. Priority areas for conservation of migratory and resident waterbirds on the coast of Brazilian Amazonia. Revista Brasileira de Ornitologia, v. 15, n. 2, p. 209–218, 2007.

RODRIGUES, A. A. F.; BEZERRA, L. R. P.; PEREIRA, A. S.; DE CARVALHO, D. L.; LOPES, A. T. L. Reprodução de *Sternula antillarum* (Charadriiformes: Sternidae) na costa amazônica do Brasil. Revista Brasileira de Ornitologia, v. 18, n. 3, p. 216–221, 2010.

RODRIGUES, A. A. F.; CARVALHO, D. L. Praia do Goiabal. In: VALENTE, R. M.; SILVA, J. M. C.; STRAUBE, F. C.; NASCIMENTO, J. L. X. (Ed.). Conservação de Aves Migratórias Neárticas no Brasil. 1. ed. Belém: Conservação Internacional (CI), 2011a. p. 22–23.

RODRIGUES, A. A. F.; CARVALHO, D. L. Reentrâncias Maranhenses e Golfão Maranhense. In: VALENTE, R. M.; SILVA, J. M. C.; STRAUBE, F. C.; NASCIMENTO, J. L. X. (Ed.). Conservação de Aves Migratórias Neárticas no Brasil. 1. ed. Belém: Conservação Internacional (CI), 2011c. p. 122–124.

RODRIGUES, A. A. F.; CARVALHO, D. L. Reentrâncias Paraenses. In: VALENTE, R. M.; SILVA, J. M. C.; STRAUBE, F. C.; NASCIMENTO, J. L. X. (Ed.). Conservação de Aves Migratórias Neárticas no Brasil. Belém: Conservação Internacional, 2011b. p. 400.

RODRIGUES, A. A. F.; GONÇALVES, E.; SILVA, A.; LOPES, A. T. L.; FERRARI, S. F.; SCHNEIDER, M. P. C. Molecular sexing: an efficient method to identify individual sex and its implication to differentiate Semipalmated Sandpiper *Calidris pusilla* populations. Ararajuba - Revista Brasileira de Ornitologia, v. 16, p. 8-11, 2008.

RODRIGUES, A. A. F.; LOPES, A. T. L. Abundância sazonal e reprodução de *Charadrius collaris* no Maranhão, Brasil. Ararajuba, v. 5, n. 1, p. 65–69, 1997.

ROGERS, D.I., LOYN, R.D.; GREER, D. Factors influencing shorebird use of tidal flats adjacent to the Western Treatment Plant. Victoria: Arthur Rylah - Institute for Environmental Research, Department of Sustainability and Environment, 2013. n. 250.

ROSAS, F. C. W. Biology, conservation and status of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis*. Mammal Review. 24(2): 49-59, 1994.

ROSSI-SANTOS, M., BARACHO, C. B., SANTOS NETO, E.; MARCOVALDI, E. First sightings of the pygmy killer whale, *Feresa attenuata*, for the Brazilian coast. JMBA2-Biod. 2006b. Publicado online. Disponível em: <<http://www.mba.ac.uk/jmba/jmba2biodiversityrecords.php>>. Acesso em: agosto de 2016

ROSSI-SANTOS, M.; SEDEKIN, L. L.; SOUSA-LIMA, R. S. Distribution and habitat use of small cetaceans off Abrolhos Bank, Eastern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals; v. 5, n. 1, p. 23-28, 2006a.

ROSSI-SANTOS, M.R., SANTOS-NETO, E. & BARACHO, C.G. Interspecific cetacean interactions during the breeding season of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) on the north coast of Bahia State, Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. v. 89, n. 5, p. 961-966, 2009.

ROSSI-SANTOS, M.R., WEDEKIN, L. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern



Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. v. 87, p. 207-212, 2007.

RPI. RESEARCH PLANNING INSTITUTE. The sensitivity of coastal environments and wild life to spilled oil in the West Florida regions. Columbia, 105 p. 1984.

RSIS. Parque Estadual Marinho do Parcel de Manoel Luiz, incluindo os Baixios do Mestre Álvaro e do Tarol. Ficha informativa das Áreas Úmidas RAMSAR / RAMSAR Information Sheet (RIS). Ramsar Sites Information Service (RSIS), 2000. Disponível em: <<https://rsis.ramsar.org/ris/1021>>.

SADOVY, Y. The threat of fishing to highly fecund fishes. Journal of Fish Biology. v. 59, suplemento A, p. 90-108, 2001.

SANTANA, W. M.; SILVA-LEITE, R. R.; SILVA, K. P.; MACHADO, R. A. Primeiro registro de nidificação de tartarugas marinhas das espécies *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus , 1766 ) e *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz , 1829 ), na região da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba , Piauí , Brasil. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 4, n. 3, p. 369–371, 2009.

SANTOS, A. S., SOARES, L.S., MARCOVALDI, M. A.; MONTEIRO, D. S.; GIFFONI, B.; ALMEIDA, A. P. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 no Brasil. ICMBio, 2011.

SANTOS, C. S. G.; LINO, J. B.; VERAS, P. D. C.; AMADO-FILHO, G. M.; FRANCINI-FILHO, R. B.; MOTTA, F. S.; MOURA, R. L. D.; PEREIRA-FILHO, G. H. Environmental licensing on rhodolith beds: insights from a worm. Natureza e Conservação, v. 14, n. 2, p. 137–141, 2016.

SANTOS, M. S. **Distribuição, etnobiologia e proposta de conservação do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) no litoral central e leste do Maranhão.** Monografia. Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 58 p., 2007.

SANTOS, M.C.O.; SICILIANO, S.; SOUZA, S.P. & PIZZORNO, J.L.A. Occurrence of southern right whales (*Eubalaena australis*) along southeastern Brazil. Journal of Cetacean Research and Management. Special Issue 2, 153–156. 2001.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum. Anais...In: Workshop: Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha, 1999.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M. de. Variability of Mangrove Ecosystems along the Brazilian Coast. Estuaries, v. 13, n. 2, p. 204–218, 1990.

SCHOLZ D., BOYD J. N., & WALKER A. H. The selection guide for oil spill applied technologies - a guidance document for addressing oil spills in coastal marine



waters, inland on land, and inland waters. In: Proceedings... 2001 Coastal Zone Conference, Cleveland, OH. 2001.

SCHOLZ, D. et al. An introduction to coastal habitats and biological resources for oil spill response. NOAA, (NOAA Report, HMRAD 92-4). 1992.

SCHOLZ, D.K.; MICHEL, J.; HENRY, C. B. & BENGGIO, B. Assessment of risks associated with the shipment and transfer of group V fuel oils. NOAA (NOAA - HAZMAT Report, 94-8). 1994.

SCHREIBER, E. A., & BURGER, J. eds. Biology of marine birds. CRC Press, 2002.

SCHULZ-NETO, A. Aves Insulares do arquipélago de Fernando de Notonha. In: BRANCO, BOTH J. O. (Ed.). Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação. Itajaí: Editora Univali, 2004a. p. 147–168.

SCHULZ-NETO, A. Aves Marinhas do Atol das Rocas. In: BRANCO, J. O. (Ed.). Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação. Itajaí: Editora Univali, 2004b. p. 169–192.

SEMENIUK, V. Encyclopedia of Coastal Science. Springer. 2005.

SERRANO, I. L. Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses. In: VALENTE, R. M., SILVA, J. M. C., STRAUBE, F.C. & NASCIMENTO, J.L.X. (Org.). Conservação de Aves Migratórias Neárticas no Brasil. Conservação Internacional. Belém. 406p, 2011b.

SERRANO, I. L. Ilha do Parazinho. In: VALENTE, R. M.; SILVA, J. M. C.; STRAUBE, F. C.; NASCIMENTO, J. L. X. (Ed.). Conservação de Aves Migratórias Neárticas no Brasil. 1. ed. Belém: Conservação Internacional (CI), 2011a. p. 24–27.

SHIGENAKA, G. (ed.). Oil and sea turtles: biology, planning and response. National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA, EUA. 112 p. 2010.

SHORT, A.D.; HESP, P.A. Wave, Beach and Dune Interactions in Southeastern Australia. Marine Geology, v. 48, p. 259-284, 1982.

SICILIANO, S., EMIN-LIMA, R., RODRIGUES, A.L.F., DE SOUSA E SILVA JR., J., SCHOLL, T.G.S. & MOURA DE OLIVEIRA, J. Antarctic minke whales (*Balaenoptera bonaerensis*) near the Equator. Document SC/63/IA2. In: International Whaling Commission, 63., 2011, Saint Helier. Anais... Saint Helier: IWC, 2011.

SICILIANO, S., MORENO, I.B., DEMARI, E., SILVA, E.; ALVES, V.C. Baleias, botos e golfinhos na Bacia de Campos. Série Guias de Campo – Fauna Marinha da Bacia de Campos. Rio de Janeiro: ENSP/FIOCRUZ, 2006. 1. ed., v. 1. 100 p. 2006.

SICILIANO, S.; EMIN-LIMA, N. R.; COSTA, A. F.; TOSI, C. H.; GARRI, R. G.; REGINA, C.; SILVA, D. a; SOUSA, J. D. E.; JÚNIOR, E. S. Revisão do conhecimento sobre os mamíferos aquáticos da costa norte do Brasil. Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro. v. 66, n. 2, p. 381–401, 2008.

SICILIANO, S.; SANTOS, M. C. O.; VICENTE, A. F. C.; ALVARENGA, F. S.; ZAMPIROLI, E.; BRITO JR, J. L.; AZEVEDO; A. F.; PIZZORNO, J. L. A. Strandings and feeding records of Bryde's whales (*Balaenoptera edeni*) in south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. v. 84, p. 857-859, 2004.

SICK, H. Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira. 862p. 1997.

SILVA A.C.C.D., SANTOS E.A.P., OLIVEIRA F.L.C., WEBER M.I., BATISTA J.A.F., SERAFINI T.Z., CASTILHOS J.C. Satellite-tracking reveals multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil. Marine Ecology Progress Series. v. 443, p. 237-247, 2011.

SILVA, E. E.; NAIFF, R. H.; BARATA, F. D. B.; SANTOS JÚNIOR, L. S.; FRANÇA, P. F.; CAMPOS, C. E. C. Abundância sazonal de *Phalacrocorax brasilianus* (Aves, Phalacrocoracidae) na porção norte da Bacia Amazônica, Macapá, Amapá, Brasil. Biota Amazônia, [S.l.], v. 4, n. 2, p. 64-67, ago. 2014. ISSN 2179-5746. Disponível em: <<https://periodicos.unifap.br/index.php/biota/article/view/885>>.

SILVA, G.H., LIMA, S.O.F.L., ARAÚJO, S.O., GOMES, C. C. Mapeamento da Vulnerabilidade Ambiental a Derrames de Óleo em Ambientes Costeiros. I Congresso Brasileiro de Avaliação de Impacto, São Paulo, SP. 2012. Anais... Disponível em: <[http://avaliacaodeimpacto.org.br/wp-content/uploads/2012/10/085\\_impact\\_petroleo.pdf](http://avaliacaodeimpacto.org.br/wp-content/uploads/2012/10/085_impact_petroleo.pdf)>.

SILVA, J. M. C. Belém. In: VALENTE, R. M.; SILVA, J. M. C.; STRAUBE, F. C.; NASCIMENTO, J. L. X. (Ed.). Conservação de Aves Migratórias Neárticas no Brasil. Belém: Conservação Internacional, 2011. p. 400.

SILVA, L. de M. R.; RODRIGUES, A. A. F. Densidade e distribuição espacial de aves limícolas em habitats de forrageio na costa amazônica brasileira. Ornithologia, v. 8, n. 1, p. 17–21, 2015.

SILVA-JR, J. M. Ecologia comportamental do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) em Fernando de Noronha. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco, 120 p. 2005.

SILVA-JR, J. M. Os golfinhos de Noronha. São Paulo: Editora Bambu, 120 p. 2010.

SILVA-JR, J. M. Pesquisa e Conservação do golfinho-rotador *Stenella longirostris* Gray, 1828 (Cetacea: Delphinidae) no Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil. In: Ilhas Oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo – volume II. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 502.

SILVA-JR, J. M.; SILVA, F. J. L.; SAZIMA, I. Rest, nurture, sex, release, and play: diurnal underwater behaviour of the spinner dolphin at Fernando de Noronha Archipelago, SW Atlantic. *Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*, v. 9, n. 4, p. 161–176, 2005.

SILVEIRA, O. F. M.; SANTOS, V. F. Aspectos Geológicos-Geomorfológicos da Região Costeira entre o Rio Amapá Grande e a Região dos Lagos do Amapá. In: COSTA NETO, S. V. (Ed.). *Inventário Biológico das Áreas do Sucuriju e Região dos Lagos, no Amapá: Relatório Final PROBIO*. Macapá: IEPA, 2006. p. 17–40.

SIMMAM. Sistema de Apoio ao Monitoramento de Mamíferos Marinhos – SIMMAM. Disponível em: <<http://simmam.acad.univali.br>>. Acesso em: 30 jul, 2019.

SIMÕES, T.N., SILVA, A.C., SANTOS, E.M. & CHAGAS, C.A. Temperatura de incubação e razão sexual em filhotes recém-eclodidos da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no município do Ipojuca, Pernambuco, Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*. v. 54, n. 25, p. 363-374, 2014.

SIMÕES-LOPES, P.C. & FABIÁN, M.E. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* v. 16, n. 4, p.1017-1024, 1999.

SMITH, N. J. H. Aquatic turtles of Amazonia: an endangered resource. *Biological Conservation*, v. 16, p. 165–176, 1979.

SMITH, T.G., GERACI, J.R.; ST. AUBIN, D.J. Reaction of bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* to a controlled oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v. 40, p.1522-1525, 1983.

SMULTEA, M.A. & WURSIG, B. Behavioral reactions of bottlenose dolphins to the Mega Borg oil spill, Gulf of Mexico 1990. *Aquatic Mammals*, v. 21, n. 3, p. 171-181. 1995.

SOARES, R. K. P.; RODRIGUES, A. A. F. Distribuição espacial e temporal da avifauna aquática no Lago de Santo Amaro, Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, Maranhão, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 17, n. 3–4, p. 173–182, 2009.

SOS-MATA-ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período 2013-2014. São Paulo, 60 p., 2015.

SOTO, J. M. R.; BEHEREGARAY, R. C. P.; REBELLO, R. A. R. P. Range extension: nesting by *Dermochelys* and *Caretta* in Southern Brazil. *Marine Turtle Newsletter*, v. 77, p. 6–7, 1997.

SOUTHWARD, A.J. & SOUTHWARD, E.C. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35: 682-7-6. 1978.

SOUTO, L.R.A., OLIVEIRA, J.G.A., NUNES, J.A.C.C., MAIA-NOGUEIRA, R. & SAMPAIO, C.L.S. Análise das mordidas de tubarões-charuto, *Isistius* spp. (Squaliformes: Dalatiidae) em cetáceos (Mammalia: Cetacea) no litoral da Bahia, Nordeste do Brasil. *Biotemas*. v. 20, n.1, p. 19-25, 2007.

SOUZA, E. A.; NUNES, M. F. C.; ROOS, A. L.; ARAÚJO, H. F. P. Guia de Campo: Aves do Parque Nacional do Cabo Orange. Amapá: ICMBio/Cemave, 2008.

STEKOLL, M. S.; CLEMENT, L. E. and SHAW, D. G. 1980. Sublethal effects of chronic oil exposure on the intertidal clam *Macoma balthica*. *Mar. Biol.* 57:51-60.

SUCHANEK, T.H. Oil impacts on marine invertebrate populations and communities. *American Zoologist*. v. 33, p. 510–523, doi: 10.1093/ icb/33.6.510, 1993.

TAMAR. Projeto TAMAR/ICMBIO. Disponível em: <[www.tamar.org.br](http://www.tamar.org.br)>. Acesso em: 16 nov. 2016.

TAVARES, M.; MORENO, I.B.; SICILIANO, S.; RODRÍGUEZ, D.; SANTOS, M. C. O.; LAILSON-BRITO JR, J.; FABIÁN, M. E. Biogeography of common dolphins (genus *Delphinus*) in the Southwestern Atlantic Ocean. *Mammal Review*. v. 40, n.1, p. 40–64, 2010.

TISCHER, M. C. Ocupação de área e interações de golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris*) com o turismo náutico no arquipélago de Fernando de Noronha/PE, Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, p. 91, 2011.

TOLEDO, G.; LANGGUTH, A. Data on biology and exploitation of West Atlantic sperm whales, *Physeter macrocephalus* (Cetacea: Physeteridae) off the coast of Paraíba, Brazil. *Zoologia*. v. 26, n. 4, p. 663–673, 2009.

TOLEDO, G.A.C. O homem e a baleia: aspectos históricos, biológicos, sociais e econômicos da caça na Paraíba. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 2009.

TORRES, D.; BEASLEY, C. R. Pattern of use of a small bay in northern Brazil by *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae). *Amazoniana*, v. 17, n. 3/4, p. 583–594, 2003.

USCG (U.S. Coast Guard). Pollution incidents in and around U.S. waters: a spill/release compendium: 1969–1998. U.S. Coast Guard. 1999. Disponível em: <http://www.uscg.mil/hq/g-m/nmc/response/stats/aa.htm>&. Acesso em 2015.

VALE, N. F.; AMADO-FILHO, G. M.; BRAGA, J. C.; BRASILEIRO, P. S.; KAREZ, C. S.; MORAES, F. C.; BAHIA, R. G.; BASTOS, A. C.; MOURA, R. L. Structure and composition of rhodoliths from the Amazon River mouth, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, 2018. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0895981117305072>>.

VALENTE, R.M. SILVA, J.M.C. STRAUBE, F.C. & NASCIMENTO, J.L.X. Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Belém: Conservação internacional, 2011.

VAN FLEET, E. S.; PAULY, G.G. Characterization of oil residues scraped from stranded sea turtles from the Gulf of Mexico. Caribbean Journal of Science. 23:77-83. 1987.

VENDEL, A . L. Fish assemblages in a Tidal Flat. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 46, n. 2, p. 233-242, 2003.

VIANA, A. R.; FAUGÈRES, J. C.; KOWSMANN, R. O.; LIMA, J. A. M.; CADDAH, L. F. G.; RIZZO, J.G. Hydrology, morphology and sedimentology of the Campos continental margin, offshore Brazil. Sedimentary Geology, v. 115, p. 133-157, 1998.

VILAÇA, S.T., LARA-RUIZ, P., MARCOVALDI, M.A., SOARES, L.S.; SANTOS, F.R. Population origin and historical demography in hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) feeding and nesting aggregates from Brazil. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. v. 446, p. 334-344. 2013.

VOOREN, C.M. & BRUSQUE, L.F. As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação. Fundação Universidade Federal de Rio Grande Departamento de Oceanografia, Laboratório de Elasmobrânquios e Aves Marinhas. Rio Grande, RS, 1999.

WALKER, R.G.; PLINT, A.G. Wave- and storm-dominated shallow marine systems. In: WALKER, R.G.; JAMES, N.P., (eds.) Facies models-response to sea-level changes. Geological Association of Canada, St. John's, Newfoundland, Canada, p. 219-238, 1992,

WALSH, G. E. Toxic effects of pollutants on Plankton. Principles of Ecotoxicology. John Wiley & Sons, Inc., New York, 257-274. 1978.

WEDEKIN, L. L., ROSSI-SANTOS, M. R., BARACHO, C., CYPRIANO-SOUZA, A.L., & SIMÕES-LOPES, P.C. Cetacean records along a coastal-offshore gradient in the Vitória-Trindade Chain, western South Atlantic Ocean. Brazilian Journal of Biology. v. 74, n. 1, p. 137-144, 2014.

WEDEKIN, L.; NEVES, M. C.; MARCONDES, M. C.; BARACHO, C.; SANTOS, M. R. & ENGEL, M. H. Site fidelity and movements of humpback whales on the brazilian breeding ground southwestern Atlantic. Marine Mammal Science. v. 26, n. 4, p. 787-802, 2010.

WEDEKIN, L.L. Ecologia populacional da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1871) em sua área reprodutiva na costa do Brasil, Oceano Atlântico Sul. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Paraná. 2011.



WEIMERSKIRCH, H. & GUIONNET, T. Comparative activity pattern during foraging of four albatross species. *Ibis*. 144: 40–50. 2002.

WHITEHEAD, H. Sperm Whale – *Physeter microcephalus*. In: PERRIN, W. F., WÜRSIG, B., THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). *Encyclopedia of marine mammals*. 2 ed; Elsevier. p. 1091-1097. 2009.

WIENS, J. A., DAY, R. H., MURPHY, S. M., & PARKER, K. R. Changing habitat and habitat use by birds after the Exxon Valdez oil spill, 1989-2001. *Ecological Applications*, 14(6), 1806-1825. 2004.

WILLIAMSON, G.R. Minke whales off Brazil. *Scientific Reports of the Whales Research Institute*. v. 27, p. 37-59, 1975.

WÜRSIG, B. Cetaceans and oil: ecologic perspectives. In: *Sea mammals and oil: confronting the risks* (eds.) GERACI, J. R.; AUBIN, D. J. S. T., Academic Press, San Diego, California. p. 129–165, 1990.

XAVIER, B. F.; BOSS, R. L. Estação Ecológica Maracá-Jipioca. In: VALENTE, R. M., SILVA, J. M. C., STRAUBE, F.C. & NASCIMENTO, J.L.X. (Org.). *Conservação de Aves Migratórias Neárticas no Brasil*. Conservação Internacional. Belém. 406p, 2011.

ZERBINI, A. N., ANDRIOLO, M. P. HEIDE-JØRGENSEN, J. L. PIZZORNO, Y. G. MAIA, G. R. VANBLARICOM, D. P. DEMASTER, P. C. SIMOES-LOPES, S. MOREIRA, C. P. BETHLEM. Satellite-monitored movements of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the southwest Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*. v. 313, p. 295–304, 2006.

ZERBINI, A. N., SICILIANO, S. & PIZZORNO, J.L.A. Programa de avaliação e ações prioritárias para as zonas costeira e marinha: diagnóstico para os mamíferos marinhos. Programa de Avaliação e Ações Prioritárias para as Zonas Costeira e Marinha: Diagnóstico para os mamíferos marinhos. 1999.

ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; DA ROCHA, J. M.; SIMÕES-LOPES, P. C.; SICILIANO, S.; PIZZORNO, J. L.; WAITE, J. M.; DEMASTER, D. P.; VANBLARICOM, G. R. Winter distribution and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Northeastern Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 6, n. 1, p. 101–107, 2004a.

ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; ROCHA, J. M.; SIMÕES-LOPES, P. C.; MORENO, I. B.; LUCENA, A.; DANILEWICZ, D. & BASSOI, M. Distribution, group characteristics and temporal changes in density of antarctic minke whales (*Balaenoptera bonaerensis*) off northeastern Brazil. *Anais...10ª RT & 4º Congresso SOLAMAC*. Valdivia, Chile. 2002.

ZERBINI, A. N.; KOTAS, J. E. A note on cetacean bycatch in pelagic drift-netting off Southern Brazil. Document SC/49/SM7. Report of the International Whaling Commission. v. 48, p. 519-524, 1998.



ZERBINI, A. N.; SECCHI, E. R.; SICILIANO, S.; SIMÕES-LOPES, P. C. A review of the occurrence and distribution of whales of the genus *Balaenoptera* along the Brazilian coast. Document SC/48/SH4. Report of the International Whaling Commission. v. 47, p. 407-417, 1997.

ZERBINI, A.N., ANDRIOLO, A., HEIDE-JØRGENSEN, M.-P., MOREIRA, S., PIZZORNO, J.L., MAIA, Y.G., VANBLARICOM, G., DEMASTER, D.P. Migration and summer destinations of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the western South Atlantic Ocean. J. Cetacean Res. Manag. Spec. Issue. v. 3, p. 113–118, 2011.

ZERBINI, A.N., SECCHI, E.R., BASSOI, M., DALLA-ROSA, L., HIGA, A., SOUSA, L., MORENO, I.B., MOLLER, L. & CAON, G., Distribuição e abundância relativa de cetáceos na zona econômica exclusiva da região sudeste-sul do Brasil. São Paulo: Instituto Oceanográfico-USP. 2004b.

## VI. APÊNDICES

### Apêndice 1 - Mapas de Vulnerabilidade

**Mapa 1** - Vulnerabilidade Ambiental – Inverno (com Índice de Sensibilidade do Litoral).

**Mapa 2** - Vulnerabilidade Ambiental – Verão (com Índice de Sensibilidade do Litoral).

**Mapa 3** - Vulnerabilidade Ambiental – Inverno (com Índice de Vulnerabilidade Ambiental).

**Mapa 4** - Vulnerabilidade Ambiental – Verão (com Índice de Vulnerabilidade Ambiental).

**Apêndice 2** - Certificados de Regularidade do Cadastro Técnico Federal do IBAMA dos membros da equipe técnica.

**Apêndice I**  
**Mapas de Vulnerabilidade**



**Mapa 1**  
Vulnerabilidade Ambiental – Inverno  
(com Índice de Sensibilidade do  
Litoral)





**Mapa 2**  
Vulnerabilidade Ambiental – Verão  
(com Índice de Sensibilidade do  
Litoral)



**Mapa 3**  
Vulnerabilidade Ambiental – Inverno  
(com Índice de Vulnerabilidade  
Ambiental)



**Mapa 4**  
Vulnerabilidade Ambiental – Verão  
(com Índice de Vulnerabilidade  
Ambiental)





**Apêndice II**  
Certificados de Regularidade do  
Cadastro Técnico Federal do IBAMA